

**Análisis integral para el manejo del guano de aves ponedoras:
caracterización, bioestabilización y valorización de los productos
generados**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

Pedro Federico Rizzo
Ingeniero Agrónomo - Universidad de Buenos Aires- Año de egreso: 2009

Lugar de trabajo: Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (CICVyA - INTA
Castelar)



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Directora de tesis

Dra. Marta Susana Zubillaga

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Doctora en Ciencias y Tecnología del Ambiente (Universidad de La Coruña)

Doctora en Toxicología (Universidad de Buenos Aires)

Co-directora

Ing. Agr. Diana Elvira Cristina Crespo

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

JURADO

Ana Rosa García

Licenciada en Enseñanza de la Química (Universidad CAECE)

Dra. en Investigación Agraria y Forestal (Universidad de la Coruña)

JURADO

Carlos Martín

Ingeniería Química (Universidad Nacional del Litoral)

Dr. en Ingeniería Química (Universidad Nacional del Litoral)

JURADO

Marina Gonzalez Polo

Licenciada en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Dra. en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 24 de SEPTIEMBRE de 2020

Dedicatoria

A mis padres, Salvador y Amelia.

A Pedro y Aida.

A la familia, amistades y compañeros de trabajo por acompañarme siempre.

Agradecimientos

A la Ing. Diana Crespo, a la Dra. Marta Zubillaga y a la dirección del IMyZA INTA Castelar, por haber contado conmigo e invertir tiempo y recursos en este trabajo.

A los productores avícolas de la zona norte del AMBA (Provincia de Buenos Aires, Argentina), quienes me abrieron las puertas de sus granjas para llevar a cabo la caracterización del guano y compartir sus saberes y experiencias.

A los docentes y personal de la Escuela para Graduados “Ing. Agr. Alberto Soriano” (FAUBA) por su dedicación durante estos años.

A mis compañeros, colegas y amistades de INTA y extra-INTA por la colaboración en este trabajo: Brian Young, Nicolás Riera, Cristian Audisio, Patricia Bres, Jazmín Carbajal, María Eugenia Beily, Mauro Viton, Marcos Miscow, Matías Prieto, Luis Díaz, Natalia Gattinoni, Alejandra Casella, María Julia Mazzarino, Carolina Sasal, Laura Martínez, Lorena Barbaro, Mónica Karlanian, Leonardo Salleses, Claudia Vallejos, Pedro Aboitiz, Hugo Lucchetti, Luciana Dacunto y Nicolás Maltese.

A mis padres, Amelia y Salvador, quienes siempre me apoyaron.

A Aida y Pedro, siempre presentes.

Declaración

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Publicaciones derivadas de la tesis

- Rizzo, P.F.; Bres, P.A.; Young, B.J.; Zubillaga, M.S.; Riera, N.I.; Beily, M.E.; Argüello, A.; Crespo, D.C.; Sánchez, A.; Komilis, D. 2020. Temporal variation of physico-chemical, microbiological, and parasitological properties of poultry manure from two egg production systems. *J Mater Cycles Waste Manag* (2020). <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01008-3>
- Young B.J., Rizzo P.F., Riera N.I., Della Torre V., López V.A., Molina C.D., Fernández F.E., Crespo D., Barrena R., Komilis D., Sánchez A., 2016. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Management* 54, 101-109.
- Salleses, L., Rizzo, P.F., Riera, N., Della Torre, V., Crespo, D., Pathauer, P. 2015. Efecto de compost de guano avícola en la producción de clones híbridos de *Eucalyptus grandis* × *Eucalyptus camaldulensis*. *Revista de la Asociación de Ciencias del Suelo. CI. SUELO (ARGENTINA). CIENC SUELO (ARGENTINA)* 33(2): 221-228, 2015
- Rizzo, P. F., Della Torre, V., Riera, N. I., Crespo, D., Barrena, R., Sánchez, A. 2015. Co-composting of poultry manure with other agricultural wastes: process performance and compost horticultural use. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17(1), 42-50.
- Riera, N.; Della Torre, V.; Rizzo, P.; Butti, M.; Bressan, F.; Zarate, N.; Weigandt C, Crespo, D. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad Nacional de Cuyo. Rev. FCA UNCUIYO*. 2014. 46(1): 195-203. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665.
- Bárbaro, L.; Karlanian, M.; Rizzo, P.; Riera, N.; Della Torre, V.; Beltrán M. y Crespo D. 2013. Uso del compost avícola en el desarrollo de sustratos para la producción de plantines florales. *Revista AgriScientia*. 2013, VOL. 30 (1): 25-35.

ÍNDICE GENERAL

I.	Capítulo 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.	Antecedentes	1
1.1	Problemática	1
1.2	Tecnologías de tratamiento de residuos orgánicos	5
1.2.1.	<i>Compostaje</i>	5
I.	<i>Sistemas de producción de compost</i>	6
II.	<i>Indicadores de funcionamiento del proceso de compostaje</i>	7
III.	<i>Indicadores de estabilidad, madurez y calidad del compost</i>	9
1.2.2.	<i>Digestión anaeróbica</i>	14
2.	Objetivos	18
3.	Hipótesis	19
II.	Capítulo 2: CARACTERIZACIÓN DEL GUANO DE AVES PONEDORAS	20
1.	Introducción	20
2.	Materiales y métodos	21
2.1	Localización y manejo del guano en los establecimientos muestreados	21
2.2	Muestreo del guano	21
2.3	Variables analíticas	22
2.3.1	<i>Caracterización físico-química</i>	22
2.3.2	<i>Análisis microbiológico</i>	23
2.3.3	<i>Análisis parasitológico</i>	23
2.4	Análisis estadístico	24
3.	Resultados y discusión	24
3.1	Comparación de las propiedades físico-químicas del guano proveniente de distintos sistemas de producción	24
3.2	Caracterización microbiológica y parasitológica	28
3.3	Variación temporal de las propiedades del guano para cada sistema de producción	30
4.	Conclusiones	35
III.	Capítulo 3: EVALUACIÓN COMPARATIVA DEL TRATAMIENTO AERÓBICO Y ANAERÓBICO DEL GUANO AVÍCOLA Y CARACTERIZACIÓN DE LOS PRODUCTOS DE ESTABILIZACIÓN	36
1.	Introducción	36
2.	Materiales y métodos	38
2.1	Estrategia experimental	38

2.1.1	<i>Experimento I. Evaluación del proceso de compostaje de distintas mezclas de guano con residuos agrícolas-forestales (marlo, aserrín y viruta), con remoción (pilas con volteo manual)</i>	38
2.1.2	<i>Experimento II. Evaluación del proceso de compostaje de mezclas de diferentes residuos avícolas (guano y cama de pollo parrillero), con remoción (pilas con volteo manual)</i>	40
2.1.3	<i>Experimento III. Evaluación del sistema de compostaje sin remoción, con aireación natural o pasiva (pilas estáticas)</i>	41
2.1.4	<i>Experimento IV. Comparación de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica de guano y evaluación de nuevos índices de toxicidad</i>	42
I.	<i>Ensayo de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano</i>	42
I.1	<i>Biodegradabilidad Aeróbica</i>	42
I.2	<i>Biodegradabilidad Anaeróbica</i>	43
II.	<i>Ensayo de evaluación de toxicidad en muestras de compost</i>	44
II.1	<i>Bioensayo de toxicidad sobre Daphnia magna</i>	44
II.2	<i>Bioensayo de toxicidad sobre semillas de lechuga (Lactuca sativa) y rabanito (Raphanus sativus)</i>	45
II.3	<i>Desarrollo de nuevos índices de fitotoxicidad</i>	46
2.2	<i>Metodología de análisis</i>	47
2.2.1	<i>Análisis de la fracción sólida: residuos crudos (guano, co-sustratos) y compost</i>	47
2.2.2	<i>Análisis de la fracción líquida: contenido de los reactores de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica (Experimento IV)</i>	52
2.2.3	<i>Análisis de la fracción gaseosa: producción de biogás en el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica (Experimento IV)</i>	52
2.3	<i>Análisis estadístico</i>	54
3.	<i>Resultados y discusión</i>	54
3.1	<i>Experimento I. Evaluación del proceso de compostaje de distintas mezclas de guano con residuos agrícolas-forestales (marlo, aserrín y viruta), con remoción (pilas con volteo manual)</i>	54
3.1.1	<i>Caracterización físico-química de residuos</i>	54
3.1.2	<i>Evolución de los parámetros de seguimiento del proceso de compostaje</i>	55
3.1.3	<i>Descomposición de la materia orgánica, actividad biológica y dinámica de N</i>	57
3.1.4	<i>Calidad de los compost obtenidos</i>	59
3.2	<i>Experimento II. Evaluación del proceso de compostaje de mezclas de diferentes residuos avícolas (guano y cama de pollo parrillero), con remoción (pilas con volteo manual)</i>	63
3.2.1	<i>Caracterización físico-química de los residuos</i>	63

3.2.2	<i>Evolución de los parámetros físico-químicos.....</i>	63
3.3	Experimento III. Evaluación del sistema de compostaje sin remoción, con aireación natural o pasiva (pilas estáticas)	66
3.3.1	<i>Caracterización físico-química del proceso de compostaje</i>	66
3.3.2	<i>Estabilidad y contenidos microbiológicos</i>	69
3.4	Experimento IV. Comparación de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano y evaluación de nuevos índices de toxicidad	69
3.4.1	<i>Evaluación de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano ...</i>	69
3.4.2	<i>Evaluación de la toxicidad y desarrollo de nuevos índices de fitotoxicidad en muestras de compost</i>	72
I.	<i>Controles de calidad de las pruebas de toxicidad</i>	72
II.	<i>Exposición a extractos acuosos</i>	73
III.	<i>Índices de fitotoxicidad</i>	74
IV.	<i>Correlaciones</i>	76
4.	Conclusiones.....	77
IV.	Capítulo 4: EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN A SUELO Y COMO COMPONENTE DE SUSTRATOS DE LOS PRODUCTOS GENERADOS EN EL TRATAMIENTO DEL GUANO DE AVES PONEDORAS	80
1	Introducción	80
2	Materiales y métodos	81
2.1	Estrategia experimental	81
2.1.1	<i>Experimento A. Efecto de la aplicación de guano crudo, compost y digerido sobre la mineralización de C y N en un suelo agrícola</i>	82
2.1.2	<i>Experimento B. Efecto de la aplicación de guano crudo y tratado mediante compostaje y digestión anaeróbica sobre el suelo y plantas</i>	84
2.1.3	<i>Experimento C. Compost de guano en la composición de sustratos para la producción de plantines florales.....</i>	85
2.1.4	<i>Experimento D. Efecto de compost de guano en la producción de plantines forestales</i>	87
2.1.5	<i>Experimento E. Valoración agronómica de compost de guano en la producción de flores de corte</i>	89
2.2	Metodología de análisis	90
2.3	Análisis estadístico	91
3	Resultados y discusión.....	92
3.1	Experimento A. Efecto de la aplicación de guano crudo, compost y digerido sobre la mineralización de C y N en un suelo agrícola	92
3.1.1	<i>Características de las enmiendas.....</i>	92

3.1.2	<i>Dinámica de la mineralización del C y características químicas de los suelos enmendados</i>	95
3.1.3	<i>Dinámica de la mineralización del N en suelos enmendados</i>	98
3.2	Experimento B. Efecto de la aplicación de guano avícola crudo y tratado, mediante compostaje y digestión anaeróbica, sobre el suelo y plantas	101
3.2.1	<i>Efecto de la aplicación de enmiendas sobre el suelo</i>	101
3.2.2	<i>Efecto de la aplicación de enmiendas sobre los cultivos</i>	107
3.3	Experimento C. Compost de guano en la composición de sustratos para la producción de plantines florales	108
3.4	Experimento D. Efecto de compost de guano en la producción de plantines forestales.....	112
3.5	Experimento E. Valoración agronómica de compost de guano en la producción de flores de corte	115
4	Conclusiones.....	118
V.	Capítulo 5: CONCLUSIONES GENERALES	120
VI.	BIBLIOGRAFÍA	124
VII.	APÉNDICE.....	139
1	Apéndice I (Capítulo 1)	140
2	Apéndice II (Capítulo 2)	144
3	Apéndice III (Capítulo 3).....	150
4	Apéndice IV (Capítulo 4)	155

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro N°	Detalle	Página
1.1	Indicadores de estabilidad, madurez y valores límites recomendados por diversos autores.	13
1.2	Tratamientos desinfectantes y recomendaciones para la gestión segura del estiércol, según la Unión Europea y otros reglamentos.	14
2.1	Composición físico-química del guano proveniente del SC ($n = 3$) y el SA ($n = 4$). Valores expresados en base seca (media \pm error estándar).	27
2.2	Concentración promedio de microorganismos en guano de diferentes sistemas productivos de huevos (media \pm error estándar).	29
2.3	Parámetros físico-químicos del guano (media \pm error estándar) proveniente del SC en tres tiempos de muestreo: PV (12/11/2013), VO (26/03/2014) y OI (19/08/2014) ($n = 9$).	33
2.4	Parámetros físico-químicos del guano (media \pm error estándar) proveniente del SA en tres tiempos de muestreo: PV (12/11/2013), VO (26/03/2014) y OI (19/08/2014) ($n = 12$).	34
3.1	Parámetros comunes y particulares analizados en guano y compost de los Experimentos I, II, III y IV.	48
3.2	Métodos analíticos empleados, detalles de los mismos y referencias bibliográficas de cada parámetro analizado (Primera parte).	49
3.3	Métodos analíticos empleados, detalles de los mismos y referencias bibliográficas de cada parámetro analizado (Segunda parte).	50
3.4	Caracterización físico-química de los residuos y de las mezclas iniciales (T1 y T2).	55
3.5	Caracterización físico-química y ecotoxicológica de los compost finales.	62
3.6	Características físico-químicas iniciales de los residuos empleados (Experimento II).	63
3.7	Parámetros físico-químicos y microbiológicos en cada tiempo de muestreo y valores límites para compost final (media \pm desvío estándar).	68
3.8	Características físico-químicas al inicio (día 0) y al final (día 48) del ensayo de biodegradabilidad aeróbica del guano.	70
3.9	Producción de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), biogás, Rendimiento de Metano e Índice de Biodegradabilidad (IB) del guano bajo condiciones anaeróbicas.	70
3.10	Características físico-químicas al inicio (día 0) y al final (día 48) del ensayo de biodegradabilidad anaeróbica del guano.	71
3.11	Porcentajes de remoción de parámetros químicos en ensayos de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano (media \pm desvío estándar).	72
3.12	Puntos finales ecotoxicológicos en los organismos evaluados en cada tiempo de muestreo (Intervalo de confianza = 95%).	74
3.13	Valores de los nuevos índices de toxicidad en diversos tipos de muestras para la validación de la metodología propuesta.	75
4.1	Caracterización físico-química de los compost evaluados (CGG1, 2 y 3), compost de corteza de pino (CP) y el sustrato comercial.	86
4.2	Características iniciales del suelo utilizado (Argiudol típico – Serie Los Reseros; media \pm desvío estándar).	92

4.3	Caracterización físico-química, de estabilidad y contenido de EPT del guano crudo y tratado (compost y digerido) empleados en el experimento A y B.	94
4.4	Caracterización microbiológica y parasitológica del guano crudo y tratado (compost y digerido) empleados en los experimentos A y B.	95
4.5	Puntos finales ecotoxicológicos en semillas de rabanito (<i>R. sativus</i>) del guano crudo y tratado (compost y digerido) empleados en los Experimentos A y B.	95
4.6	Tasa de liberación de C-CO ₂ en el momento de máxima actividad biológica (día 3) y tasa de liberación general de C-CO ₂ durante el período de incubación en los tratamientos evaluados (media + desvío estándar).	96
4.7	Caracterización química de los suelos enmendados al inicio del experimento B.	103
4.8	Caracterización química de los suelos enmendados al final de experimento (Cultivo: lechuga; media \pm desvío estándar).	105
4.9	Caracterización química de los suelos enmendados al final de experimento (Cultivo: coral; media \pm desvío estándar).	106
4.10	Caracterización física-química de los sustratos evaluados al inicio del ensayo.	109
4.11	Contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio de la masa seca aérea de las plantas de coral de cada sustrato evaluado (media).	112
4.12	Contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio de la masa seca aérea de las plantas de alegría del hogar de cada sustrato evaluado (media).	112
4.13	Supervivencia de plantines (S) a los 30, 60 y 90 días (media \pm desvío estándar).	113
4.14	Caracterización físico-química de los sustratos evaluados al inicio y final del experimento.	113
4.15	Variables morfológicas medidas en plantines forestales al finalizar el experimento.	114
4.16	Peso aéreo (Par), radicular (PR) total (PST) y relación parte aérea/parte radicular (PAr/PR) para los tratamientos evaluados (media \pm desvío estándar).	114
4.17	Índice de calidad de Dickson (ICD) e Índice de esbeltez de Schmidt-Vogt (IES) (media \pm desvío estándar).	115
4.18	Caracterización físico-química del compost empleado en los experimentos con flores de corte (girasol ornamental y cresta de gallo).	116
4.19	Caracterización química inicial de suelos de los canteros para los tratamientos del ensayo con girasol ornamental y cresta de gallo.	116
4.20	Densidad aparente (Dap) y espacio poroso total (EP) de los tratamientos del ensayo con girasol ornamental y cresta de gallo (media \pm desvío estándar).	117
7.1	Valores límites superiores de concentración de patógenos para el uso de compost en agricultura, jardines y recuperación de suelo, según diversas normativas.	140
7.2	Concentraciones máximas de metales pesados establecidos para calidad de compost en diferentes países (mg.kg ⁻¹ materia seca).	141
7.3	Parámetros de calidad para materiales digeridos para su aplicación en suelos agrícolas, según la normativa nacional.	142

7.4	Parámetros de calidad para materiales digeridos para su aplicación en suelos agrícolas, según normativas internacionales.	143
7.5	Características climáticas de los sitios de muestreo. Promedios anuales de parámetros climáticos del período 1961-2010.	145
7.6	Características productivas y manejo del guano en las granjas con sistema convencional de producción de huevo.	146
7.7	Características productivas y manejo del guano en las granjas con sistema automático de producción de huevo.	146
7.8	Valores de los auto-vectores (e1 y e2) correspondientes al análisis de componentes principales (ACP) realizado para el set de datos del Capítulo 2, presentado en la Fig. 2.3.	148
7.9	Coeficientes de correlación de Pearson entre los parámetros medidos en tres tiempos de muestreo y tres granjas del CS ($n = 9$).	149
7.10	Coeficientes de correlación de Pearson entre los parámetros medidos en tres tiempos de muestreo y tres granjas del SA ($n = 12$).	150
7.11	Valores de los auto-vectores (e1 y e2) correspondientes al análisis de componentes principales (ACP) realizado para el set de datos del Experimento I (Capítulo 3), presentado en la Fig. 3.8.	152
7.12	Coeficientes de correlación de Pearson entre varios parámetros medidos en cuatro tiempos de muestreo en seis pilas de compostaje ($n = 24$).	153
7.13	Valores de los auto-vectores (e1 y e2) correspondientes al análisis de componentes principales (ACP) realizado para el set de datos de los Experimentos III y IV (Capítulo 3), presentado en la Fig. 3.16.	154
7.14	Resumen de la Serie de suelo Los Reseros, perteneciente al sitio de muestreo para los Experimentos A y B (Fuente: Gómez, 1993; USDA, 1992).	156
7.15	Descripción técnica del perfil típico de la serie Los Reseros (Fuente: Gómez, 1993; USDA, 1992).	157

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°	Detalle	Página
1.1	Sistema de producción convencional de huevo.	2
1.2	Sistema de producción automático de huevo.	3
1.3	Métodos de compostaje.	6
1.4	Esquema del equipo de respirometría estática y oxímetro del equipo de respirometría estática.	10
1.5	a) Reactores anaeróbicos en agitador magnético con 6 puertos; b) Reactores anaeróbicos en incubadora regulada a 35°C.	16
2.1	Frecuencia de ocurrencia de microorganismos patógenos en guano de los dos sistemas de producción de huevo.	29
2.2	Frecuencia de ocurrencia de distintas formas parásitas en guano de los dos sistemas de producción de huevo.	30
2.3	Análisis de componentes principales de los parámetros medidos en 3 tiempos de muestreo y 7 granjas ($n = 21$).	32
3.1	a) Experimento I al inicio, b) Experimento I al final del ensayo.	39
3.2	Pilas de compostaje del experimento II.	41
3.3	a) Experimento III al inicio, b) Experimento III al final del ensayo.	41
3.4	Sistema de reactores utilizado para los ensayos de PBM; a) Reactor con tapa rotomoldeada de polipropileno y llave esférica; b) Apertura de la válvula y medición del biogás por transductor de presión; c) Medición de metano (CH_4) por cromatografía, utilizando muestreador de gases (Bres, 2019).	44
3.5	a) Dinámica de la temperatura ambiental y de las pilas de compostaje en T1 y T2 (media \pm error estándar). Los triángulos celestes indican los días de lluvia. b) Evolución de la conductividad eléctrica (CE) y contenido de humedad en T1 y T2 (media \pm error estándar).	56
3.6	Evolución del pH y la relación C:N en los tratamientos T1 y T2 (media \pm error estándar). b) Evolución de la pérdida acumulada de materia orgánica (MO %) y del índice respirométrico estático (IRE) en T1 y T2 (media \pm error estándar).	57
3.7	a) Evolución del contenido de carbono soluble (% CS) y la actividad enzimática de la lacasa para T1 y T2 (media \pm error estándar). b) Evolución de la pérdida de N y contenido de amonio para T1 y T2 (media \pm error estándar).	58
3.8	Análisis de componentes principales de los parámetros al final del proceso de compostaje.	61
3.9	a) Evolución de la temperatura de las pilas de compostaje y la ambiental en el experimento II (media \pm error estándar). b) Evolución del pH y la CE en los tratamientos A y B (media \pm error estándar).	64
3.10	a) Evolución del contenido de carbono orgánico total (% COT) y soluble (% CS) (media \pm error estándar). b) Evolución del contenido de amonio (N-NH_4^+) y nitrato (N-NO_3^-) (media \pm error estándar).	65
3.11	a) Evolución del contenido de nitrógeno total (NT). b) Evolución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en los tratamientos A y B (media \pm error estándar).	66
3.12	a) Evolución de la temperatura ambiental y de las pilas de compostaje en el experimento III (media). b) Evolución de la pérdida de materia orgánica (MO) y nitrógeno (NT) e índice respirométrico estático (IRE) de las pilas de compostaje en el experimento III (media \pm error estándar).	67

3.13	Evolución del Índice Respirométrico Estático (IRE) durante el ensayo de biodegradabilidad aeróbica del guano (media \pm desvío estándar).	70
3.14	Evolución del volumen de: a) biogás, b) metano y, c) dióxido de carbono generados en reactores anaeróbicos (media \pm error estándar).	71
3.15	Evolución de los índices de fitotoxicidad medidos (expresados como la concentración del extracto acuoso más baja que induce efectos inhibitorios) durante el período de compostaje en el experimento III (media \pm error estándar).	76
3.16	Análisis de componentes principales: se muestra la asociación entre parámetros físico-químicos y puntos finales ecotoxicológicos con respecto a los dos primeros componentes.	77
4.1	Colecta de suelo para los experimentos de laboratorio.	82
4.2	a) Incubación del ensayo de mineralización de C, b) Determinación del dióxido de carbono (C-CO ₂) liberado, c) Incubación del ensayo de mineralización de N en suelos enmendados con guano crudo y tratado.	83
4.3	Trasplante de plantines, bajo condiciones de invernáculo, de: a) lechuga, b) coral.	85
4.4	Ensayo de valorización agronómica de compost de guano en plantines forestales.	88
4.5	Implantación de ensayos en canteros: a) Cresta de gallo, b) Girasol.	90
4.6	Evolución del dióxido de carbono liberado (mg C-CO ₂ .100 g ⁻¹ suelo) de los tratamientos evaluados: a) tratamientos con dosis de enmiendas equivalentes a 100 kg N.ha ⁻¹ y, b) tratamientos con dosis de enmiendas equivalentes a 600 kg N.ha ⁻¹ .	96
4.7	Valores medios (\pm desvío estándar) de: a) materia orgánica (MO) y b) fosforo extractable (P Bray) del suelo en los tratamientos evaluados al finalizar el ensayo.	97
4.8	Valores medios (\pm desvío estándar) de a) pH y b) conductividad eléctrica (CE) del suelo en los tratamientos evaluados al finalizar el ensayo.	98
4.9	Evolución del contenido de nitrógeno inorgánico (N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁻), amonio (N-NH ₄ ⁺) y nitrato (N-NO ₃ ⁻) de los tratamientos evaluados (mg N-inorg.kg ⁻¹ suelo).	100
4.10	Producción de biomasa aérea, radicular y total (g): a) lechuga; b) coral.	107
4.11	a) Cultivo de lechuga, b) cultivo de coral al final del experimento.	107
4.12	Concentración de nutrientes solubles en los sustratos formulados al inicio del ensayo (media \pm error estándar): a) potasio (K) y sodio (Na), b) N-nitrato (N-NO ₃ ⁻), calcio (Ca) y magnesio (Mg).	110
4.13	Masa seca aérea y radicular de: a) coral y, b) alegría del hogar (media \pm error estándar).	110
4.14	Masa fresca de la vara floral de: a) Girasol ornamental y, b) cresta de gallo para cada tratamiento.	117
7.1	Mapa y localización de los establecimientos muestreados.	144
7.2	Procedimiento de muestreo en granjas con sistema convencional: a) Zona muestreo (calado de la pila) (Fuente: Maisonnave y Lamelas, 2015); b) Muestreo de la pila a lo largo del galpón (Fuente: Maisonnave y Lamelas, 2015), c) Toma de muestras simples, d) Toma de muestras compuestas, e) Limpieza, homogenización y cuarteo de muestras.	148
7.3	Procedimiento de muestreo en granjas con sistema automático: a) Muestreo al final de la cinta transportadora en el galpón, b) Limpieza y homogenización de muestras, c) Cuarteo de muestras.	148

7.4	Mapa y localización del sitio donde se desarrollaron los experimentos: a) Ubicación de INTA Castelar (Partido de Hurlingham, AMBA-Bs.As.), b) Unidad demostrativa del LTR IMyZA (INTA Castelar).	150
7.5	Esquema resumido del procedimiento para la obtención de muestras de compost (Experimento III) y su posterior análisis.	151
7.6	Esquema resumido del procedimiento para la obtención de muestras de compost (Experimento III) y preparación de extractos necesarios para los test de toxicidad (<i>L. sativa</i> , <i>R. sativus</i> y <i>D. magna</i>).	151
7.7	Esquema de procedimiento metodológico utilizado en el capítulo 4: detalle de las muestras de compost obtenidas en el capítulo 3 y su utilización en el presente capítulo.	155
7.8	Mapa de la carta básica semidetallada de suelos del Complejo de Investigaciones Castelar - INTA, Provincia de Buenos Aires (escala cartográfica de 1:10000). Fuente: Gómez (1993).	155

Abreviaturas

AEL	Actividad Enzimática de Lacasa	N° R	Número de raíces
AME	Actividad Metanogénica Específica	PA	Parte Aérea
CE	Conductividad Eléctrica	PBM	Potencial Bioquímico Metanogénico
CGG1	Compost de guano 1	PS	Fósforo Soluble
CGG2	Compost de guano 2	PT	Fósforo Total
CGG3	Compost de guano 3	PR	Parte Radicular
CP	Compost de corteza de pino	PAr/PR	Relación peso seco de la Parte Aérea y Parte Radicular
CICR0,8	Concentración de extracto más baja donde se encuentran efectos inhibitorios en la elongación de la radícula	ACP	Análisis de Componentes Principales
CIG80%	Concentración de extracto más baja para obtener una respuesta del 80% en en el índice de Germinación	% MO perdida	Porcentaje de Materia Orgánica perdida
CH ₄	Metano	% NT perdido	Porcentaje de N total perdido
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico	SS	Suelo solo (dosis= 0 kgN.ha ⁻¹)
C:N	Relación Carbono:Nitrógeno	SC100	Suelo con Compost (dosis=600 kgN.ha ⁻¹)
CO ₂	Dióxido de Carbono	SC600	Suelo con Compost (dosis=100 kgN.ha ⁻¹)
COT	Carbono Orgánico Total	SG100	Suelo con guano (dosis= 600 kgN.ha ⁻¹)
CS	Carbono Soluble	SG600	Suelo con guano (dosis= 100 kgN.ha ⁻¹)
DAC	Diámetro a la Altura del Cuello	SD100	Suelo con Digerido (dosis= 600 kgN.ha ⁻¹)
DB	Diámetro del Brote	SD600	Suelo con Digerido (dosis= 100 kgN.ha ⁻¹)
DCA	Diseño Completamente Aleatorizado	SF100	Suelo con Fertilizante (dosis= 100 kgN.ha ⁻¹)
DQO	Demanda Química de Oxígeno	SF600	Suelo con Fertilizante (dosis= 600 kgN.ha ⁻¹)
HR	Humedad Relativa	S 30d	Supervivencia a los 30 días
IG	Índice de Germinación	S 60d	Supervivencia a los 60 días
ICR	Índice de Crecimiento Relativo	S 90d	Supervivencia general
ICD	Índice de Calidad de Dickson	SO ₄ ⁻²	Sulfato
IES	Índice de Esbeltez de Schmidt-Vogt	ST	Sólidos Totales
L	Longitud de la parte aérea	SV	Sólidos Volátiles
NT	Nitrógeno Total	S/I	Relación Sustrato/Inóculo
NKT	Nitrógeno Kjeldahl Total	T1	Tratamiento 1
N-NH ₄ ⁺	N de amonio	T2	Tratamiento 2
N-NO ₃ ⁻	N de nitrato	TA	Tratamiento A
N-inorg	N inorgánico	TB	Tratamiento B
N° H	Número de hojas		

Resumen

Se realizó un abordaje integral sobre distintas tecnologías de tratamiento del guano de gallinas ponedoras para evitar la contaminación ambiental y valorizar las enmiendas producidas en cultivos. Mediante la evaluación temporal de parámetros físico-químicos, microbiológicos y parasitológicos del guano proveniente de distintos sistemas de alojamiento de gallinas, convencional (SC) y automático (SA), se encontraron diferencias en su composición. Asimismo, las propiedades del guano fueron condicionadas por la gestión de los residuos, tipo de instalación, tiempo de almacenaje y la estación del año, principalmente en el SC. Con respecto al uso del guano, las principales limitaciones se debieron a la elevada CE, altos contenidos de Zn, Na y presencia de microorganismos patógenos y parásitos. Sistemas de co-compostaje con volteos permitieron obtener enmiendas de mejor calidad. Asimismo, mediante digestión anaeróbica también se alcanzaron mejores condiciones de higienización y estabilidad respecto al guano sin tratar, generando biogás como recurso bio-energético. Los nuevos índices de fitotoxicidad propuestos permitieron cuantificar diferencias en la fitotoxicidad de muestras con altos efectos inhibitorios. Al evaluar las enmiendas en el suelo, se encontraron desbalances en los ciclos del C y N, principalmente a altas dosis de guano y digerido, como así también mayores valores de CE, P Bray y mayor generación de biomasa en cultivos ornamentales y hortícolas. El agregado de compost incrementó en el contenido de MO del suelo. Por otro lado, el pH y la CE limitaron el uso de compost de guano en la formulación de sustratos para plantines florales. Sin embargo, el rendimiento de la biomasa de plantines de *Eucalyptus* spp. y girasol ornamental respondieron a mayores dosis. Finalmente, se concluye que el guano presenta limitaciones de uso y es recomendable tratarlo mediante sistemas biológicos, o la combinación de ellos, para ser aprovechado por otras cadenas productivas y de esta manera, reducir efectos adversos en el ambiente.

Palabras claves: Guano, compostaje, digestión anaeróbica, estabilidad, madurez, higienización, enmiendas de suelo, nuevos índices de fitotoxicidad, mineralización del C y N, cultivos bajo cubierta.

Abstract

An integral evaluation was carried out on different technologies for the treatment of poultry manure to avoid environmental pollution and take advantages to the amendments produced in crops. Through the temporary evaluation of physical-chemical, microbiological and parasitological parameters of poultry manure from different chicken housing systems, conventional (CS) versus automatic (AS), differences in its composition were found. The properties of poultry manure were conditioned by waste management, type of facilities, storage time and annual season, mainly in the CS. The main use limitations of poultry manure were due to high EC, high Zn, Na contents and the presence of pathogenic microorganisms and parasites. The co-composting systems with turner aerated piles allowed to obtain better quality amendments. However, through anaerobic digestion, better hygiene and stability conditions were achieved compared to raw poultry manure, generating biogas as a bio-energy resource. The proposed new phytotoxicity indexes allowed quantifying differences in the phytotoxicity of complex samples with high inhibitory effects. Imbalances in the C and N cycles were found while studying soil amendments, mainly at high doses of poultry manure and digestate. Also, these amendment soils had higher values of EC, P Bray and higher biomass generation in ornamental and horticultural crops. The addition of compost in soil increased the organic matter. On the other hand, pH and EC of compost derived from poultry manure limited its use in substrates formulation to produce floral seedlings. However, the biomass yield of *Eucalyptus* spp. seedlings and ornamental sunflower responded better to higher doses. Finally, it is concluded that poultry manure has use limitations and it is advisable to treat it through biological systems, or the combination of them, in order to be used on other productive chains and thus reduce adverse effects on the environment.

Keywords: poultry manure, composting, anaerobic digestion, stability, maturity, sanitation, soil amendments, new phytotoxicity indices, C and N mineralization, crops under cover.

I. Capítulo 1: INTRODUCCIÓN GENERAL

1. Antecedentes

1.1 Problemática

La producción avícola ha sido reconocida como una de las formas más rápidas para aumentar el suministro de proteínas de origen animal a corto plazo (Osti et al., 2016). Actualmente, la demanda de proteína animal es mayor que la disponible. Según la FAO (2009), la ingesta mínima de proteínas por una persona promedio debe ser de 65 g. día⁻¹ y el 55% debe ser de origen animal. En consecuencia, aunque la producción mundial de huevos aumentó un 25% durante el período 2003-2013, en algunos países este aumento fue mayor (por ejemplo, en Argentina aumentó un 92%) (FAOSTAT, 2013). Este aumento en la producción de huevos podría explicarse, en parte por el grado de intensificación implementado en los sistemas de producción (FAO, 2008). Estos sistemas requieren mayores cantidades de recursos para lograr altos rendimientos. Los avances en la cría de animales, las innovaciones mecánicas y el uso de alimentos y aditivos formulados mejoran la productividad en las operaciones concentradas de alimentación animal (CAFO's) y, en consecuencia, reducen el costo para los consumidores (Hribar, 2010). Los alimentos y aditivos formulados para animales contienen metales(oideos) como arsénico (As), cobalto (Co), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), selenio (Se) y zinc (Zn) (Wiedemann et al., 2008). Estos elementos pueden liberarse al ambiente a través de una gestión inadecuada del guano (Han et al., 2000). Además, el aumento en la generación de guano constituye un problema para el sector productivo e industrial de huevo debido a la eliminación de grandes volúmenes de desechos (Hu et al., 2017).

La producción de huevos argentina, se concentra principalmente en las provincias de Entre Ríos y Buenos Aires, seguida por Santa Fe, Córdoba y Mendoza, en menor medida. El número promedio de aves ponedoras existentes, a nivel nacional, ronda en 44.300.000, las cuales generan 1.400.000 Mg.año⁻¹ de guano (Maisonnave y Lamelas, 2015). Un establecimiento avícola de 100.000 aves ponedoras en jaulas genera más de 12 Mg.día⁻¹ de guano o 4.380 Mg.año⁻¹ (Adel et al., 1994). Generalmente, la intensificación pecuaria no estuvo acompañada de inversión para la gestión y tratamiento de sus residuos y los productores avícolas no cuentan con suficiente espacio físico en sus granjas, como para tratar o disponer los volúmenes de residuos generados.

En Argentina, ha existido un proceso de reconversión productiva que ha significado una reestructuración del espacio agropecuario en su conjunto. El proceso de inmigración (campo-ciudad), de las últimas décadas, generó un aumento en el proceso de urbanización del 87%, mientras que las producciones intensivas lo hicieron en un 60% (Crespo y Lecuona, 1996). En cuanto a las producciones avícolas, criaderos de conejos y similares, éstas se encuentran ubicadas muy cerca de las áreas periurbanas. Los excrementos animales son empleados en forma directa como abonos en cultivos intensivos de huertas y en frutales. Sin embargo, éstos contienen microorganismos y parásitos, siendo además un refugio ideal para plagas zoonóticas (moscas/roedores) que con frecuencia migran desde zonas rurales hacia áreas periurbanas (Crespo y Lecuona, 1996; Giuffré y Ratto, 2013).

En el país, existen dos tipos de sistemas productivos intensificados de huevo, según el grado de tecnificación y automatización empleado. Los sistemas de producción convencionales (SC), cuentan con galpones donde la alimentación se realiza de forma manual o semiautomática (a través de tolvas), la recolección de los huevos es siempre

manual y las condiciones internas del galpón son afectadas por las fluctuaciones del ambiente exterior. Las aves están alojadas en jaulas y pueden tener entre 1-3 pisos de altura de un lado y otro, conformando el conjunto una estructura sólida. A este conjunto de jaulas que forman una hilera del largo del galpón, se la denomina pirámide. Debajo de estas pirámides se acumula el guano, el cual cae a la fosa o guanera que generalmente no se encuentra impermeabilizada. Las guaneras pueden estar a nivel del piso o tener distintas profundidades. El guano que se genera diariamente puede ser extraído entre 2-6 veces al año, dependiendo de la altura de las pirámides, de la profundidad de la fosa y del contenido de humedad del guano, entre otras causas (Fig. 1.1). El guano en el SC es tratado con cal viva. La cal cumple una doble función: secar el residuo y destruir los focos de larvas de la mosca doméstica, debido la reacción exotérmica que se genera por el contacto con la humedad (Crespo et al., 1998).

En los sistemas de producción automatizados (SA), la alimentación y la recolección de huevos son mecanizadas y las condiciones internas del galpón están totalmente controladas (temperatura, humedad y concentración de oxígeno) (Fig. 1.2). El guano cae desde las jaulas y se acumula directamente en unas cintas transportadoras que se encuentran por debajo de ellas; este guano nunca es tratado con cal. Cada módulo de jaulas puede llevar entre 4-8 pisos. El guano que se genera diariamente es retirado del galpón con la misma frecuencia para evitar el sobrepeso sobre la cinta transportadora. Al final de cada módulo de jaulas puede haber una o más fosas de acumulación de guano. Cada 48-72 hs, dependiendo de la capacidad de acumulación de la fosa, el guano es retirado de las mismas y se vuelcan en camiones para iniciar el retiro correspondiente del establecimiento. Estos galpones permiten concentrar una capacidad de animales superior a 10-12 veces de la de un galpón convencional a un costo por m² elevado, pero con alta eficiencia de trabajo y de producción. La avicultura actual, está intentando reconvertirse a este tipo de infraestructura para optimizar los costos de producción. Sin embargo, los volúmenes de guano generados y las extracciones tan frecuentes requieren un nuevo replanteo, ya que estas unidades se encuentran cercanas a los periurbanos y los olores y plagas siguen acompañando a estos sistemas productivos, generando serios conflictos para el sector.



Figura 1.1. Sistema de producción convencional de huevo.



Figura 1.2. Sistema de producción automático de huevo.

La producción de aves ponedoras genera contaminación de los recursos naturales (Steinfeld et al., 2006), debido a que emiten amoníaco (NH_3), óxido nitroso (N_2O) y metano (CH_4) a la atmósfera (Oenema y Tamminga, 2005; Tamminga, 2003). Dekker et al. (2011) encontraron que las emisiones promedio por gallina ponedora fueron de 144, 1,11 y 27,4 g.año^{-1} para NH_3 , N_2O , y CH_4 , respectivamente. Además, la disposición directa de los residuos avícolas en suelos de uso agrícola pueden causar la contaminación puntual de aguas subterráneas y superficiales (Ogunwande et al., 2008) y provocar riesgos en la salud humana y animal (Abad et al., 2001; Hruby et al., 2016).

El contenido de nutrientes del guano de aves ponedoras, es mayor que el de otras excretas animales, debido a que son especialmente ricos en nitrógeno, fósforo, potasio y microelementos (García et al., 2008; Maisonnave y Lamelas, 2015). Sin embargo, la aplicación de materia orgánica biológicamente inestable al suelo, como es el guano, produce la competencia por oxígeno entre la biomasa microbiana y las raíces de las plantas (Albuquerque et al., 2012a). Además, la mineralización del N bajo esta situación, generalmente es intensa, aumentando la biodisponibilidad, lixiviación y contaminación con nitrato y la pérdida de cationes (además de la contaminación con patógenos); esto obligaría a aplicar cantidades muy bajas de excretas por unidad de superficie, lo que reduciría su valor como enmienda. Por otro lado, la aplicación de residuos muy ricos en N puede provocar un efecto “*priming*” en el suelo, acelerando la mineralización del C del mismo (Albuquerque et al., 2012a; Leconte et al., 2009).

Otro aspecto importante de la aplicación de residuos avícolas o compost ricos en P, es la acumulación de este elemento en el suelo cuando se aplican grandes cantidades para incrementar el contenido de materia orgánica o satisfacer las necesidades de N de los cultivos (Castán et al., 2016; Leconte et al., 2009). Tanto los residuos pecuarios, como los compost o digeridos anaeróbicos son muestras complejas que contienen un gran número de nutrientes, algunos de ellos en exceso. Si bien, el exceso de un determinado nutriente dependerá del uso que se le dé a la enmienda, las dosis de aplicación deben considerar este aspecto de manera de evitar una contaminación puntual por un nutriente específico.

Generalmente, el suelo es mal considerado como un filtro de capacidad casi ilimitada para aplicar residuos. Sin embargo, si se depositan residuos sin tratamiento previo se puede deteriorar la calidad del suelo y del agua a mediano y largo plazo. Algunas de las alternativas más difundidas para el tratamiento biológico de los residuos pecuarios son el compostaje (Kelleher et al., 2002; Rizzo et al., 2015; Turan, 2008; Young et al., 2016) y la digestión anaeróbica (Abouelenien et al., 2009; Bres et al., 2018; Rodríguez-Verde et al., 2018). La aplicación agrícola de residuos tratados (compost o materiales digeridos anaeróbicamente) presenta ventajas, en comparación con los residuos sin tratamiento previo, tales como una mayor estabilidad microbiológica, aumento del N estable

(reducción de la tasa de mineralización) y mejores condiciones de bioseguridad (Al Seadi, 2001; Holm-Nielsen et al., 2009). Existen diversos autores que han estudiado el efecto de la aplicación de compost y digeridos en suelos degradados y contaminados (Albuquerque et al., 2012a; Sayara et al., 2010; Vaca-Paulín et al., 2006; Zubillaga y Lavado, 2006). Sin embargo, existen pocas investigaciones de estudios que comparen distintas tecnologías de estabilización del guano de aves ponedoras y que evalúen, comparativamente, el aprovechamiento de los productos estabilizados en sistemas agrícolas y/o bajo cubierta, contemplando el residuo crudo. Si bien, existen investigaciones que diagnostican el impacto del guano sobre los distintos componentes del ambiente y evalúan los procesos de bioestabilización, éstas carecen de un abordaje integral que incluyan los conceptos de manejo del residuo, distintos métodos de tratamiento, valorización y aprovechamiento final.

La conservación de los recursos naturales y la intensificación planificada de la producción, no pueden concebirse si no se tiene un plan de transformación de los residuos. Los residuos de aves de ponedoras, pueden ser reutilizados, siendo un claro ejemplo de una economía circular, sobre todo porque dicho material, no sólo mejora la sostenibilidad de la producción agropecuaria, sino que también permite su valorización agronómica, impidiendo un uso inadecuado de los mismos.

Los compromisos legales existentes en el ámbito nacional e internacional, obligan al sector productivo (rural e industrial) a trabajar bajo normas que protejan la calidad de vida de las personas y del entorno. Respecto a la inocuidad y seguridad alimentaria en el ámbito nacional, el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) a través del Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios (RENSPA) tiene como objetivo obtener información sobre la producción primaria (productor responsable sanitario, características de la explotación, ubicación). Esta información se utiliza para el planeamiento sanitario, tareas de vigilancia y monitoreo, diseño de estrategias de control/erradicación de plagas y enfermedades y la trazabilidad de los productos (SENASA, 2019). Siendo el manejo de los residuos de la producción, una estrategia clave para el control de plagas y enfermedades, SENASA a través del RENSPE puede solicitar al establecimiento productor un plan de manejo y tratamiento de los residuos.

En cuanto al ámbito internacional, países importadores de productos de origen animal distinguen a aquellos establecimientos productivos que presentan certificados de Aptitud Ambiental, los cuales contemplan los requisitos mínimos ambientales tales como: distancias a centros poblados, cercanía de cursos de agua, manejo/gestión de residuos y uso de los recursos naturales, etc. Este tipo de certificaciones requiere, entre otras cosas, la implementación de un adecuado sistema de tratamiento y manejo de los residuos de producción y proporciona un mejor posicionamiento comercial al establecimiento que lo implemente.

Por otro lado, recientes vínculos comerciales entre el MERCOSUR y la UE permitirán posicionar estratégicamente a la Argentina, para ello Argentina deberá mejorar prácticas productivas vinculadas a la gestión ambiental y a la responsabilidad social empresarial.

1.2 Tecnologías de tratamiento de residuos orgánicos

Existen diversas tecnologías de tratamiento. Sin embargo, para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos de origen agropecuario y agroindustrial, las más difundidas son el compostaje y la digestión anaeróbica.

1.2.1. *Compostaje*

El compostaje es un proceso bio-oxidativo que involucra un sustrato orgánico heterogéneo, una etapa termofílica que permite la reducción de patógenos y semillas de malezas y una etapa de maduración, donde se produce la degradación de sustancias fitotóxicas, que finaliza en un producto estable, inocuo e inodoro (Haug, 1993; Mazzarino y Satti, 2012).

El proceso de compostaje se suele dividir en 4 etapas o fases: etapa mesófila inicial, etapa termófila, segunda etapa mesófila y etapa de maduración (Haug, 1993). A continuación, se describen cada una de ellas:

- **Etapla inicial:** Algunos autores la consideran como la etapa que transcurre desde la conformación de la pila hasta que se alcanza incrementos de temperatura por encima de la inicial del material. En algunos casos, si el material fue previamente acopiado, puede pasar inadvertida debido a que ya se encuentra en un proceso de descomposición. La duración de esta etapa varía entre 24 y 72 hs, dependiendo de la composición físico-química y la carga microbiana (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008).
- **Etapla mesófila inicial:** Se caracteriza por presentar temperatura entre 10-45 °C. Aquí se produce la oxidación aeróbica de compuestos carbonados por la microflora aeróbica (bacterias y hongos), nitrificación y oxidación de compuestos reducidos de azufre (Mazzarino y Satti, 2012). Al principio de esta etapa, se desarrollan las familias de microorganismos mesófilos que inician la descomposición de las moléculas más fácilmente degradables. Esta energía se libera en forma de calor y se traduce en un incremento de temperatura, dando lugar a la etapa termófila posterior (>45 °C) (Barrena Gómez et al., 2006).
- **Etapla termófila:** Esta etapa se caracteriza por presentar un rango de temperatura de 45-75 °C. La microflora mesófila es sustituida por la termófila y, normalmente, en esta etapa se eliminan patógenos mesófilos, hongos, esporas, semillas, larvas de insectos y la mayoría de los compuestos u organismos indeseables. A medida que se agotan los compuestos biodegradables y aumenta la liberación de dióxido de carbono (CO₂) se produce la disminución de la flora termófila interviniente (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008). Esta etapa es crítica para la higienización del material y se caracteriza por un elevado consumo de oxígeno (O₂) y generación de calor. La higienización debe prevenir y destruir microorganismos patógenos, parásitos, artrópodos presentes y semillas u órganos vegetales de malezas. En dicha etapa, las proteínas pasan a péptidos, aminoácidos y amoníaco y, progresivamente, la mezcla se va alcalinizando. La duración de esta etapa a escala industrial puede durar de varias semanas a meses, en función de las condiciones y del sistema de compostaje aplicado (Barrena Gómez et al., 2006).
- **Segunda etapa mesófila:** Luego de la etapa termófila, a medida que desciende la temperatura (< 40 °C) comienza la segunda etapa mesófila. En esta etapa se desarrollan nuevamente microorganismos mesófilos que degradan moléculas de mayor peso

molecular, las cuales presentan una tasa de biodegradabilidad menor, tales como restos de lignina y celulosa (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008).

- **Etapas de maduración:** En esta etapa la temperatura desciende y alcanza valores cercanos a la ambiental. Aquí se producen reacciones secundarias del tipo de condensación-polimerización que llevan a la formación de sustancias húmicas y se reduce la fitotoxicidad del material. Su duración depende de diversos factores y al final, el material se presenta biológicamente estable (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008). La calidad del compost debe ser analizada al final de esta etapa (Apartado 2.1.3).

I. Sistemas de producción de compost

Existen diversos sistemas de producción de compost, los cuales varían en función de: el espacio donde se realice el tratamiento (sistemas abiertos o cerrados), el manejo de las pilas (pilas estáticas o con volteos) y el tipo de aireación (forzada o pasiva). En la Fig. 1.3 se detallan sintéticamente los distintos sistemas de compostaje y a continuación se describen cada uno de ellos.

- **Sistemas abiertos:** El proceso de compostaje se lleva a cabo al aire libre y generalmente se aconseja, que se realice sobre una plataforma cementada para evitar infiltración de los lixiviados. Estos sistemas suelen ser más económicos, ya que requieren menos inversión y suelen ser manejados mediante pilas estáticas o con volteos. En los sistemas estáticos, durante todo el proceso, el material se encuentra tal cual fue dispuesto inicialmente y no es removido en ninguna ocasión. Por otro lado, los sistemas con volteos están provistos de equipamiento que permite la agitación del material durante todo el proceso y suelen ser más eficientes que los anteriores. Tanto los sistemas estáticos como los de volteo pueden ser aireados mediante sistemas de aireación forzada o activa (AA), y por aireación natural o pasiva (AP) (Sánchez et al., 2016).

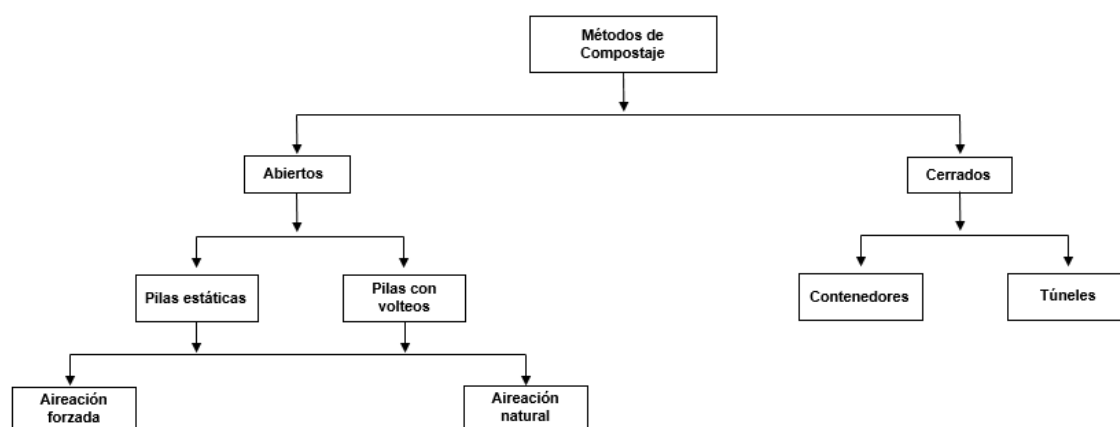


Figura 1.3. Métodos de compostaje. Fuente: Lavado (2012) en el libro “Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso” (Mazzarino y Satti, eds).

- **Sistemas cerrados:** Son sistemas intensivos de compostaje que pueden encontrarse instalados como túneles o contenedores. La ventaja de este tipo de sistemas es que permite controlar mejor las condiciones del proceso y, al ser un sistema cerrado, el control de

gases y malos olores es más eficiente. El inconveniente es el elevado costo de instalación; preferentemente, se instalan cerca de los núcleos urbanos, debido al control de olores y menor espacio requerido (Sánchez et al., 2016).

II. *Indicadores de funcionamiento del proceso de compostaje*

Siendo el compostaje un proceso aeróbico llevado a cabo por microorganismos, existen factores que pueden limitar el desarrollo microbiano y, por lo tanto, el funcionamiento del proceso. Para conseguir, un compost estable y maduro se deben mantener una serie de condiciones controladas, las que se detallan seguidamente:

- **Temperatura:** El incremento de la actividad microbiológica genera calor, lo que provoca un incremento general de la temperatura en la masa de residuos en degradación. El incremento de la temperatura en las primeras fases del compostaje indica la presencia de materiales muy biodegradables y un correcto desarrollo del proceso.

El mantenimiento de temperaturas elevadas asegura la higienización del material (etapa termófila), pero puede presentar problemas de inhibición de la actividad de la mayoría de los microorganismos, si éstas son muy elevadas. Por lo tanto, es necesario conseguir un equilibrio entre la máxima higienización y la biodegradación. Se considera que la mayor diversidad microbiana se consigue entre 35 y 40°C, la máxima biodegradación entre 45 y 55°C y la higienización cuando se superan los 55°C (Barrena Gómez et al., 2006).

A su vez, la temperatura que se alcanza en cada etapa va a depender de la energía desprendida y de la capacidad de almacenar calor. Además, el contenido de humedad y la cantidad de material mineral intervienen en el mantenimiento de la temperatura en las últimas etapas del proceso debido a la elevada capacidad de almacenar calor (Barrena Gómez et al., 2006).

- **Aireación:** Debido a que el compostaje es un proceso aerobio, la aireación es un factor a tener en cuenta para el correcto funcionamiento del proceso. Según Haug (1993), las funciones básicas de la aireación son: suministrar el O₂ necesario para permitir la actividad de los microorganismos aerobios, favorecer la regulación de exceso de humedad mediante la evaporación y mantener la temperatura adecuada. El suministro de O₂ al material en descomposición se realiza mediante sistemas de aireación y/o volteos. También existen sistemas pasivos de aireación, como se comentó anteriormente. Estos sistemas requieren ventilación natural y la mezcla debe presentar estructura y porosidad que favorezca el intercambio de gases por fenómenos físicos (difusión, evaporación y diferencias de temperatura).

El sistema de aireación mediante volteos, además de proporcionar O₂ a la mezcla favorece la homogenización del material, permite la redistribución de los microorganismos, la humedad y nutrientes, reduce el tamaño de las partículas y expone a nuevas superficies al ataque de los microorganismos (Haug, 1993).

- **Humedad y porosidad:** El contenido de agua en la mezcla de residuos a compostar es muy importante debido a que los microorganismos pueden degradar las moléculas orgánicas que se encuentran disueltas en agua. Si la humedad es baja, la actividad biológica comienza a disminuir. El contenido de humedad crítico, por debajo del cual la

actividad biológica se reduce es del 40%. Por debajo del 20%, prácticamente, no hay actividad biológica (Haug, 1993). Por otro lado, si el contenido de humedad es elevado y la porosidad no es la adecuada, se genera una disminución en la transferencia de O_2 y, consecuentemente, la actividad metabólica aerobia se reduce. Este hecho puede provocar la generación de malos olores, lixiviación y pérdida de nutrientes (condiciones anaeróbicas).

La mayoría de los residuos orgánicos presentan elevado contenido de humedad y son mezclados con otros materiales para evitar su compactación durante el proceso. Estos materiales son conocidos como “estructurantes” o “material soporte”, los cuales suelen ser residuos vegetales (restos de poda, chipiado, residuos de la industria de la madera, etc.). Con la incorporación de material estructurante se mejoran las propiedades físicas de la mezcla de residuos a compostar, particularmente la porosidad.

La porosidad de un material sólido es la fracción del volumen vacío respecto al volumen total, es decir aquel espacio que no está ocupado por la fracción sólida del residuo. Si el residuo carece de porosidad debe ser acondicionado con material estructurante para facilitar la existencia de poros de distintos tamaños y que estos estén ocupados equilibradamente con aire y agua. Un término muy utilizado para describir esta propiedad es el FAS (*Free Air Space*), el cual se define como el volumen disponible para el aire respecto del total, es decir, que no se encuentra ocupado ni por agua ni por la fracción sólida. Haug (1993) define como valor óptimo para el compostaje de residuos, un valor de FAS equivalente al 30%, mientras otros autores amplían este valor a un rango óptimo del 30-60% (Barrena Gómez, 2006).

- **Relación Carbono:Nitrógeno (C:N):** Los microorganismos descomponedores que intervienen en el proceso de compostaje requieren nutrientes. Generalmente, los residuos presentan un elevado contenido de nutrientes, aunque muchas veces se encuentran desbalanceados. Los elementos que más se requieren en cantidad son el carbono (C) y el nitrógeno (N). Estos dos elementos deben encontrarse en una proporción adecuada en la mezcla de residuos a compostar. Se considera que una relación C:N óptima, al inicio del proceso de compostaje, es de 25-35 ya que se estima que por cada unidad de N los microorganismos utilizan de 15 a 30 unidades de C para llevar a cabo reacciones metabólicas. Altas relaciones C:N retardan el proceso, mientras que con bajas relaciones se generan pérdidas de N. La relación C:N de un residuo se puede ajustar mezclado este con otro residuo de características complementarias. Estos materiales son denominados como co-sustratos (Barrena Gómez et al., 2006; Sánchez et al., 2016).

Por otro lado, es importante tener en cuenta la relación C:N realmente disponible para los microorganismos, ya que se puede cometer el error de añadir un co-sustrato que en la práctica no aumente la relación. Un caso de ejemplo sería cuando se incorpora un co-sustrato rico en C de difícil degradación (elevado contenido de lignina y celulosa) para aumentar la relación C:N de un residuo rico en N.

- **pH:** El pH es un parámetro que determina la presencia de microorganismos, ya que valores extremos generan una reducción en la diversidad. Valores de pH cercanos a la neutralidad ($pH=7$), al inicio del proceso de compostaje, permiten desarrollar una población microbiana más variada. Por otro lado, el pH es un indicador de la evolución del proceso. Durante las primeras etapas del compostaje, el pH puede disminuir debido a la formación de ácidos libres, pero a lo largo del proceso aumenta debido a la liberación de NH_3 por la descomposición de las proteínas (Barrena Gómez, 2006). Por otro lado, una reducción brusca del pH durante algún momento del proceso puede indicar

condiciones anaeróbicas. Los microorganismos en ausencia de oxígeno producen ácidos de cadena corta como producto metabólico, acidificando el medio.

III. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad del compost

Los compost presentan características distintas dependiendo de los residuos que le dieron origen, lo que se refleja en sus efectos en el suelo y determina las posibilidades de uso. Los términos estabilidad y madurez, con frecuencia son mal utilizados, considerándolos similares. Sin embargo, “estabilidad” se refiere a las propiedades del compost relacionadas con la disminución del C fácilmente biodegradable y la actividad microbiana (a mayor estabilidad, menor degradabilidad y actividad microbiana). Mientras que “madurez” se refiere a la finalización efectiva del proceso de compostaje en un producto sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal (Barrena Gómez, 2006; Mazzarino y Satti, 2012; Sánchez et al., 2016). Por otro lado, la calidad de los compost se refiere al “valor agronómico” para diferentes usos y vegetación, es decir se contempla su valor como enmienda y fertilizante.

Los indicadores de estabilidad están relacionados a determinaciones de la materia orgánica lábil, materia orgánica estable o intensidad de la actividad microbiana (tasas de respiración). USDA y USCC (2001) recomiendan, por su eficiencia y factibilidad en laboratorios de análisis, los siguientes indicadores de estabilidad:

a) Físico-químicos:

a.1) Carbono soluble en agua (CSA). Indica la cantidad de carbono fácilmente degradable (lábil) remanente y se utiliza como valor absoluto (CSA) o por unidad de N total (CSA/N total).

a.2) Concentración de amonio (NH_4^+) y relación amonio/nitrato ($\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$). La disminución de ambos parámetros indica la finalización de la etapa termófila, caracterizada por la intensa actividad biológica.

b) Respirométricos:

La respiración se considera una medida de la actividad biológica. Este parámetro puede proporcionar una medida fiable y repetitiva de la actividad microbiológica de un material. Los microorganismos utilizan O_2 y generan CO_2 , vapor de agua y calor durante la descomposición aeróbica de la materia orgánica. La población microbiana respira a tasas muy elevadas en compost biológicamente inestables, es decir que consumen más O_2 y producen más CO_2 y vapor de agua que un compost más estable. El índice respirométrico (IR) se puede definir como la velocidad de consumo de O_2 o la liberación de CO_2 de una muestra de compost en condiciones de ensayo determinadas.

b.1) Producción de CO_2 y relación nitrato/dióxido de carbono ($\text{NO}_3^-/\text{CO}_2$). Estos indicadores se basan en la disminución de la actividad biológica y el aumento de la nitrificación durante el proceso de compostaje. Los métodos basados en la liberación de CO_2 presentan 2 desventajas, la primera es que no diferencian el CO_2 liberado aeróbicamente, del que se produce en condiciones anaeróbicas y la solubilidad del CO_2 varía fuertemente con pequeñas variaciones en el pH.

b.2) Consumo de O_2 microbiano. El consumo de O_2 durante el compostaje está determinado por la tasa de actividad biológica aerobia. La actividad biológica aerobia y las tasas de respiración están directamente relacionadas con la estabilidad del compost (a mayor estabilidad, menor consumo de O_2) (Barrena Gómez et al., 2006). Estos métodos proporcionan información concreta con valores precisos sobre la actividad de un compost. La velocidad de consumo de O_2 se puede medir usando respirómetros manométricos o electrolíticos, midiendo cambios en la concentración de O_2 con cromatografía de gases o electrodos de O_2 (Fig. 1.4). Estos métodos basados en el consumo de O_2 se dividen en dos clases: dinámicos y estáticos. En los primeros, el aporte de O_2 es continuo, minimizando de esta forma las limitaciones en la difusión de oxígeno, mientras que los métodos estáticos son aquellos donde no existe un aporte continuo de aire durante la medición (Barrena Gómez et al., 2006). La respirometría estática permite medir los cambios en la concentración de O_2 en un espacio de aire, dentro de un recipiente cerrado herméticamente que contiene una muestra de compost con humedad, volumen y peso conocidos, en condiciones controladas de temperatura y disponibilidad de O_2 . El procedimiento para la determinación del Índice Respirométrico Estático (IRE) se basa en incubar una muestra de compost (250 mL aprox.) a temperatura constante (37°C) y condiciones aeróbicas, durante 18 hs (Fig. 1.4). De esta forma, se consigue aclimatar a las poblaciones microbianas del material y operar en condiciones óptimas para el desarrollo de las mismas. Luego del período de incubación, se detiene el aporte de aire y se mide el consumo de O_2 de la población microbiana aclimatada. Este consumo se determina mediante un electrodo de oxígeno (Fig. 1.4). A partir de la velocidad de consumo de O_2 , se obtiene finalmente un índice respirométrico estático (IRE) que proporciona información del grado de actividad del compost. Se considera que un compost es estable biológicamente, cuando el $\text{IRE} < 0,5 \text{ mg } O_2 \text{ g } \text{MO}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Barrena Gómez, 2006; Rizzo et al., 2015; Young et al., 2016). Esta metodología fue puesta a punto en el Laboratorio de Transformación de Residuos (IMyZA-INTA Castelar).

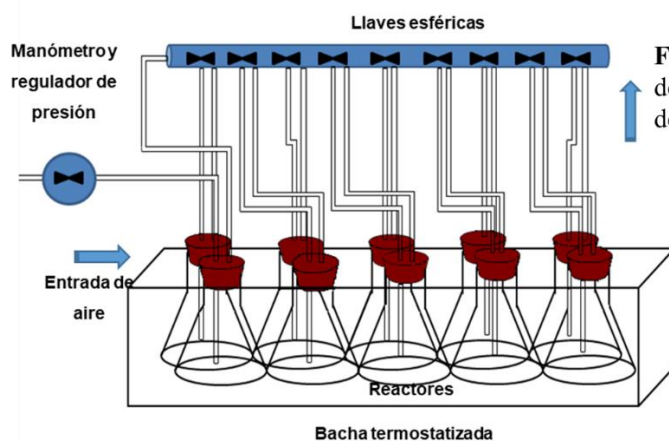


Figura 1.4. Esquema del equipo de respirometría estática y oxímetro del equipo de respirometría estática.

En cuanto a los indicadores de madurez, éstos se basan en estudios de fitotoxicidad directos en ensayos con plantas o indirectos a través de la determinación de productos potencialmente tóxicos como fenoles, NH_4^+ y ácidos grasos volátiles (AGV) (Mazzarino y Satti, 2012; Sánchez et al., 2016). Sin embargo, la madurez de un material depende del uso que se le brindará y, por ende, requiere una valoración sobre si el compost producido es apropiado para el uso al que se lo destina. Generalmente, la fitotoxicidad de los compost se asocia al alto contenido de sales presentes en estiércoles y residuos orgánicos (Mazzarino y Satti, 2012).

Se han descripto numerosos y diversos métodos para determinar madurez de un compost. Sin embargo, no existe un método estandarizado, ya que se utilizan varias especies (lechuga, rabanito, cebada, ryegrass, tomate, etc.), diferentes diluciones y procedimientos para generar los extractos de compost y diversos cálculos para obtener los índices de fitotoxicidad. Esta falta de consenso, dificulta la interpretación y extrapolación de resultados, como así también el establecimiento de valores límites.

Por otro lado, existen otro tipo de bio-ensayos que permiten evaluar toxicidad en el agua mediante la confección de extractos de muestras complejas (por ej. residuos orgánicos, compost, etc.) para estimar una potencial contaminación por escorrentía o lixiviación a un cuerpo de agua (USEPA, 1996). Un bio-indicador frecuentemente utilizado para este tipo de análisis es el crustáceo acuático *Daphnia magna*.

En el Cuadro 1.1 se detallan algunos indicadores de estabilidad y madurez con los valores recomendados según diversos autores (Mazzarino y Satti, 2012).

En cuanto a la calidad de compost, se evalúa principalmente “la calidad agronómica”, es decir que se contempla su valor como enmienda y fertilizante. Los indicadores de calidad se basan en la determinación de características físicas y químicas vinculadas a distintas formas de C y N, como así también a la respuesta de los cultivos (rendimiento y absorción de nutrientes) (Mazzarino y Satti, 2012; Sánchez et al., 2016). Sin embargo, la calidad de un compost se encuentra influenciada por el tipo de material que se composta, por el desarrollo del proceso de compostaje, por la procedencia del material, por la recolección del residuo y por el tratamiento que se le brinda (tipo de tecnología, equipamiento y funcionamiento, etc.) (Barrena Gómez, 2006). Por otro lado, la calidad del compost también dependerá del uso final que se le destine al producto. Por lo expuesto, es difícil establecer indicadores de calidad, ya que la misma depende de un gran número de variables. En consecuencia, al referirse al término “calidad” es necesario considerar los conceptos de estabilidad, madurez, como así también la presencia de patógenos, concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT) y semillas de malezas.

Recientes investigaciones indican que los parámetros de calidad deberían incluir aspectos de nutrición vegetal, humificación de la materia orgánica, aspectos sanitarios y estabilidad microbiológica (Bernal et al., 2017).

Un aspecto que repercute en la calidad del compost es la presencia de patógenos. Tanto los lodos cloacales como los residuos pecuarios presentan patógenos y parásitos, constituyendo un riesgo para la salud humana y animal. El calentamiento de la masa de residuos a compostar es un método ampliamente aceptado para inactivarlos y está incluido en diversos esquemas de saneamiento y reglamentos para el uso de lodos y estiércoles en suelos. En el Cuadro 1.2 se detallan diversos tratamientos desinfectantes y recomendaciones para una gestión segura del estiércol, según la Unión Europea y otros reglamentos (Bernal et al., 2017). Por otro lado, el Cuadro 7.1 (Apéndice I) muestra los límites superiores de concentración de patógenos para el uso de compost en diversas resoluciones internacionales (Bernal et al., 2017; Mazzarino et al., 2012; SCyMA y SENASA, 2019).

Recientemente, en la Argentina, se ha aprobado la resolución conjunta 1/19 denominada “Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost” (SCyMA y SENASA, 2019). Dicha norma fue elaborada conjuntamente entre la Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación) y el SENASA, con la intervención de representantes de distintos Organismos

Públicos Nacionales, como el Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA-INTA), el Centro de Investigación y Desarrollo de Ambiente (INTI-Ambiente), el Grupo Suelos de la Universidad Nacional del Comahue, la Dirección de Residuos de la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable (CABA), la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) y el Ministerio de Ambiente y Espacio Público del Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. La presente norma tiene por objetivo definir las posibles aplicaciones y establecer los requisitos necesarios que debe cumplir el compost elaborado a partir de residuos orgánicos separados en origen y recolectados de manera diferenciada, a efectos de su registro, asegurando una gestión sustentable y promoviendo su producción, uso y aplicación en las distintas jurisdicciones provinciales. En el Cuadro 7.1 (Apéndice I) se presentan los niveles máximos de patógenos presentes en el anexo IV, Tabla 1 de dicha resolución.

Otro aspecto, que define la calidad de un compost, es el contenido de metales pesados o también denominados elementos potencialmente tóxicos (EPT). Los residuos orgánicos pueden ser una fuente de contaminación puntual de metales pesados y otros elementos, que a bajas concentraciones generan toxicidad en organismos vivos (Zubillaga et al., 2012). El Cuadro 7.2 (Apéndice I) detalla los valores límites de EPT presentes en compost para definir su calidad en diversos países.

Cuadro 1.1 Indicadores de estabilidad, madurez y valores límites recomendados por diversos autores.

Parámetros	Valores recomendados	Fuente
Producción de CO ₂	≤ 120 mg C-CO ₂ /kg/h	Hue y Liu (1995)
	< 200 mg C-CO ₂ /kg/h	Rynk et al. (1992)
CO ₂ /C orgánico	< 5 mg C-CO ₂ /g C org	García et al. (1992b)
Amonio (NH ₄ ⁺)	< 400 mg N-NH ₄ ⁺ /kg	Zucconi y de Bertoldi (1987); Bernal et al. (1998a)
	< 500 mg N-NH ₄ ⁺ /kg	CCQC (2001)
Carbono soluble en agua (CSA)	< 17 g/kg	Bernal et al. (1998a)
	≤ 10 g/kg	Hue y Liu (1995)
	< 5 g/kg	García et al. (1992b)
	< 4 g/kg	Zmora-Nahum et al. (2005); Gómez-Brandón et al. (2008)
CSA/N total	≤ 0,7	Hue y Liu (1995); Laos et al. (2002)
	< 0,3	García et al. (1992b)
CSA/N soluble en agua	< 2	García et al. (1992b)
Amonio/nitrato	< 0,16	Bernal et al. (1998a)
	< 0,3	CCQC (2001)
Nitrato/CO ₂	> 8 mg N-NO ₃ ⁻ /mg C-CO ₂ /día	Cooperband et al. (2003)
C _{AH} /C _{AF} ^a	> 1,9	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992)
Índice de germinación	> 50 %	Costa et al. (1991); Bernal et al. (1998a)
	> 60 %	Gómez-Brandón et al. (2008)
	> 80 %	CCQC (2001)
Crecimiento de plantas	> 90 % (ensayos con cebada a 25 y 50 % de compost)	Norma alemana (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., 1998)
	> 60 % (ensayos con rabanito y 100 % de compost lavado)	Norma australiana (Australian Standard, 2003)

^a C_{AH} = Concentración de ácidos húmicos, C_{AF} = Concentración de ácidos fúlvicos.

Fuente: Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso (Mazzarino y Satti, 2012).

Cuadro 1.2 Tratamientos desinfectantes y recomendaciones para la gestión segura del estiércol, según la Unión Europea y otros reglamentos.

Manejo	Tratamiento	Regulación / Recomendación
Compostaje de residuos sólidos	Más de 2 semanas por encima de 55°C acumulado en pilas de compostaje, mezclando 5 veces durante ese periodo	Danish Ministry of Environment (2006), US EPA (2003)
Compostaje de lodos cloacales	Más de 1 semana por encima de 55°C acumulado en pilas de compostaje	WHO (2006)
Compostaje en reactores	4 horas por encima de 55°C	USEPA (1994)
Compostaje	Dos volteos durante la primera semana, y alcanzando temperaturas > 55 ° C, duración del proceso de compostaje > 3 meses	Guidelines for growers to reduce risks of microbiological contamination of ready-to-eat crops (Hickman et al., 2009)

Fuente: Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits (Bernal et al., 2017).

1.2.2. Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso de transformación biológica, llevado a cabo por diferentes grupos de bacterias relacionados y que, en ausencia de oxígeno degradan los compuestos orgánicos convirtiéndolos en biogás y generando un material líquido o sólido denominado digerido (Bernal Calderon et al., 2011). El biogás es un recurso energético renovable y está compuesto principalmente por metano (CH₄), CO₂ y trazas de nitrógeno (N₂), hidrógeno (H₂) y ácido sulfhídrico (H₂S) (Groppelli y Giampaoli, 2001).

El proceso de digestión anaeróbica cuenta con las siguientes etapas:

- **Hidrólisis y fermentación:** En esta etapa se produce la hidrólisis de macromoléculas tales como lípidos, proteínas, carbohidratos mediante enzimas extracelulares de un amplio grupo de microorganismos facultativos. Los productos que se generan en esta etapa son moléculas de menor tamaño, tales como glucosa, carbohidratos de cadena corta, aminoácidos, péptidos, fenoles, glicerol, ácidos grasos de cadena larga, etc. A continuación, estos compuestos experimentan una fermentación ácida que generan diferentes intermediarios (acetatos, propionatos, butiratos y en menor proporción CO₂ e H₂).
- **Acetogénesis y deshidrogenación:** En esta etapa, los alcoholes, ácidos grasos de cadena larga y compuestos aromáticos, generados en la fase anterior, se degradan por bacterias acetogénicas produciendo principalmente ácido acético, CO₂ e H₂.
- **Metanogénesis:** Esta etapa es llevada a cabo por bacterias metanogénicas, estrictamente anaeróbicas. Los microorganismos actúan sobre los productos de

las etapas anteriores y son las únicas capaces de producir metano (Groppelli y Giampaoli, 2001).

La valorización del biogás como fuente de energía alternativa es una de las principales razones por la cual la digestión anaeróbica, es una de las tecnologías más estudiadas durante los últimos años para el tratamiento de los residuos orgánicos. Este tipo de tecnología, conlleva y demanda la necesidad de conocer cuanta energía es capaz de generar un determinado residuo de interés antes de su implementación a escala real. Así, el primer paso para definir la posibilidad de emplear un residuo orgánico, como recurso para la digestión anaeróbica, es conocer sus características intrínsecas y su biodegradabilidad anaeróbica.

La biodegradabilidad anaeróbica es comúnmente evaluada mediante un ensayo llamado Potencial Bioquímico Metanogénico (PBM). Este ensayo permite determinar la máxima cantidad de metano producido por gramo de biomasa y la cinética de producción, bajo condiciones controladas de laboratorio en reactores en *batch* (Lesteur et al., 2010). El PBM se calcula como la máxima generación de metano acumulada en el período ensayado, dividida por la cantidad de masa de sustrato agregada, expresado comúnmente como mL de CH₄.g DQO o g SV⁻¹.

La velocidad de carga volumétrica y el tiempo de retención hidráulico son algunos de los parámetros operativos que son interpretados a través de un ensayo de PBM y los cuales son utilizados para diseñar y operar reactores anaeróbicos a escala real. Son estudios de factibilidad técnica y económica realizados *a priori* de la implementación de plantas de biogás, permitiendo estimar el balance energético, condiciones operativas, el tamaño de los reactores y otros equipamientos (Holliger et al., 2016). Este tipo de ensayo también es utilizado para evaluar sustancias inhibitorias o tóxicas del proceso anaeróbico, como ser compuestos clorados, nitrogenados, metales, entre otros (Tabatabaei et al., 2018). Dentro de sus múltiples aplicaciones, el ensayo de PBM comúnmente se utiliza para: a) determinar la biodegradabilidad anaeróbica y la máxima producción de metano (o potencial energético) de residuos orgánicos; b) evaluar el efecto de la co-digestión de diferentes co-sustratos y definir la relación óptima; c) determinar la cinética de degradación, que mediante el uso de diferentes modelos matemáticos, permite predecir el funcionamiento de digestores a escala real; d) determinar variables de diseño y parámetros operativos para el escalamiento (*scaling up*); e) evaluar sustancias inhibitorias del proceso anaeróbico. El método consiste en incubar una pequeña cantidad de residuo con un inóculo anaeróbico y medir el volumen de biogás y metano generado en el tiempo. La relación sustrato/inóculo (S/I), concentración y tipo de inóculo, volumen de espacio aéreo del reactor, nutrientes, sistema de detección del metano, análisis y reporte de los resultados, son algunos de los factores que varían entre los diferentes ensayos (Angelidaki et al., 2009; Holliger et al., 2016) (Fig. 1.5).

Además, de la generación de biogás, la digestión anaeróbica produce al final del proceso un subproducto biodegradable (digerido). En general, los materiales digeridos son una mezcla de materia orgánica parcialmente degradada junto con la biomasa microbiana, materia inorgánica y un elevado contenido de agua. Una de las recomendaciones de uso de los digeridos es su aplicación en suelos agrícolas. La forma más sencilla e inmediata de valorizar cualquier residuo orgánico es su aplicación directa en suelo agrícola como fertilizante. Sin embargo, el uso inadecuado o aplicación de dosis excesivas puede significar un riesgo de contaminación, incidiendo negativamente en el suelo, el agua y las plantas (Bernal Calderon et al., 2011). Por eso, se han establecido criterios de evaluación

de la calidad de los digeridos, para evitar contaminación por nitratos, metales pesados o patógenos, entre otros.

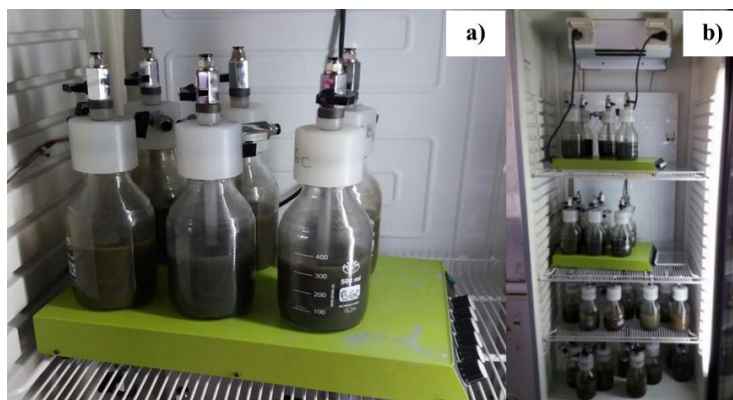


Figura 1.5. a) Reactores anaeróbicos en agitador magnético con 6 puertos; b) Reactores anaeróbicos en incubadora regulada a 35°C.

Al igual que el compost, existen criterios de clasificación de los digeridos en función de su calidad. Desde el punto de vista de la valorización agrícola de los materiales digeridos, las características químicas y biológicas que presentan mayor interés y que definen su calidad son:

- **Características físico-químicas, contenido de materia orgánica y nutrientes:** Las características de los digeridos están condicionadas por los materiales de origen y la correcta evolución del proceso de digestión anaeróbica. Valores bajos de pH pueden indicar inestabilidad del digerido asociado a la presencia de ácidos grasos volátiles. Por otro lado, los valores de conductividad eléctrica son relativamente altos en digeridos de residuos que provienen de las CAFOs, de esta manera, un elevado contenido de sales solubles puede incidir negativamente sobre la matriz suelo-planta. Al igual que en los compost, los digeridos también poseen contenidos apreciables de fósforo, potasio, calcio, magnesio, entre otros, lo que constituye una fuente importante de nutrientes para los sistemas de producción agrícola. Esto debe tenerse en cuenta en los programas de fertilización, ajustando la dosis a los requerimientos nutricionales de los cultivos y evitando los perjuicios por sobre-fertilización (Bernal Calderon et al., 2011).
- **Estabilidad biológica y grado de madurez:** La estabilidad de los digeridos suele evaluarse mediante la determinación de la demanda biológica de O_2 referenciada a los 5 días (DBO_5). Sin embargo, no se han fijado valores de referencia que definan la calidad de los mismos en función de la DBO_5 .

La consecuencia inmediata de la aplicación de un digerido con bajo nivel de estabilidad biológica a un suelo, es la rápida degradación de la materia orgánica que contiene, lo cual genera una rápida activación de la actividad microbiana, presentando elevadas tasas de respiración (consumo de O_2 y producción de CO_2), que pueden provocar condiciones de anoxia a nivel radicular. Esta intensa actividad microbiana demanda un elevado consumo de N, lo que puede provocar la inmovilización del N inorgánico reduciendo su disponibilidad para los cultivos.

En relación al grado de madurez de los materiales digeridos, al igual que en el compost, se suelen realizar ensayos de fitotoxicidad de corto y largo alcance (test de germinación y crecimiento). Bernal Calderon et al. (2011) encontraron que la fitotoxicidad de varios

materiales digeridos anaeróbicamente se debe, principalmente, a una elevada salinidad y un alto contenido de N en forma de amonio, causando inhibición en la germinación.

- **Higienización:** Según Bernal Calderon et al. (2011), el proceso de digestión anaeróbica produce una reducción de microorganismos coliformes, alcanzando valores menores a 1000 NMP.g⁻¹ de *E. coli* en digeridos, independientemente, del sustrato que le dio origen. Sin embargo, la persistencia de *Salmonella* spp. limita la utilización de los digeridos como fertilizantes. De esta manera, para garantizar la higienización de los digeridos, es necesario, en muchos casos, contar con un post tratamiento antes de su aplicación agrícola. Los tratamientos de higienización más difundidos son los siguientes: a) pasteurización posterior a la digestión anaeróbica, b) realizar una fase del proceso anaeróbico a temperaturas termófilas o, c) realizar un tratamiento aeróbico de la fracción sólida del digerido, mediante compostaje (Bernal Calderon et al., 2011).
- **Presencia de EPT:** La presencia de metales pesados, al igual que en los compost, puede limitar el uso agrícola de los digeridos. Una de las causas de control del contenido de EPT en digeridos es evitar fenómenos de acumulación y biomagnificación en la cadena trófica. Sin embargo, Bernal Calderon et al. (2011) no encontraron elevadas concentraciones de EPT en digeridos procedentes de residuos ganaderos y agroalimentarios. Por otro lado, los autores exponen que los valores más elevados se presentan respecto de Cu y Zn, debido a que en la alimentación animal se utilizan compuestos que contienen estos elementos. No obstante, los valores encontrados no superan los límites exigibles por las normativas españolas. De todas formas, aconsejan un control estricto de dichos elementos junto al cloruro y sodio, también detectados en altas concentraciones en los digeridos. El control de dichos elementos es necesario para calcular la dosis de digerido a aplicar en un suelo agrícola y evitar la acumulación progresiva de estos elementos en el suelo o su salinización.

Recientemente, la Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental publicó la Resolución 19/19, denominada “Norma Técnica para la Aplicación Agrícola de Digerido Proveniente de Plantas de Digestión Anaeróbica” (SCyMA, 2019). La presente tiene por objeto fijar los criterios generales y establecer los requisitos mínimos que debe cumplir el digerido proveniente de plantas de digestión anaeróbica, a efectos de asegurar que su aplicación agrícola sea sustentable. La presente busca promover la valorización agronómica del digerido debido a su contenido de nutrientes y otras propiedades intrínsecas que lo hacen potencialmente benéfico para suelos y cultivos, protegiendo la salud de las personas, animales y el ambiente.

En los Cuadros 7.3 y 7.4 (Apéndice I) se detallan parámetros de calidad para la utilización de materiales digeridos como fertilizantes o enmiendas de suelos agrícolas, extraídos de una normativa nacional (SCyMA, 2019) y diversas normativas internacionales (Bernal Calderon et al., 2011), respectivamente.

2. Objetivos

Objetivo general

Investigar tecnologías de tratamiento que permitan lograr la degradación y estabilización del guano de aves ponedoras y valorizar los productos generados como enmiendas orgánicas seguras.

Objetivos específicos

- Caracterizar el guano proveniente de diferentes establecimientos de aves ponedoras, con distintos sistemas de producción, analizando variables físicas, químicas y microbiológicas.
- Identificar y caracterizar otros residuos orgánicos presentes en las zonas de producción avícola que puedan ser incorporados al tratamiento biológico del guano avícola, utilizados como co-sustratos y/o estructurantes.
- Evaluar distintos sistemas de degradación aeróbica (compostaje) del guano de aves ponedoras.
- Evaluar la degradación aeróbica y anaeróbica del guano, cuantificando la producción y calidad del biogás generado.
- Caracterizar y comparar los productos estabilizados provenientes del tratamiento aeróbico y anaeróbico, compost y digerido, respectivamente.
- Desarrollar índices de fitotoxicidad para muestras de guano crudo y tratados y evaluar la correlación de variables ecotoxicológicas y parámetros físico-químicos.
- Analizar comparativamente los efectos de la aplicación de guano crudo y tratado, sobre un suelo y un cultivo, a distintas escalas de análisis.
- Evaluar la factibilidad del uso de compost como componente de sustratos para distintos cultivos bajo cubierta (ornamental y forestal).

3. Hipótesis

Hipótesis general

El compostaje de guano de aves ponedoras permite lograr porcentajes de biodegradabilidad mayores a los alcanzados con la digestión anaeróbica, presentando el compost mejores propiedades físicas, químicas, microbiológicas y ecotoxicológicas para su uso en un suelo agrícola, o para ser valorizado como componente de sustratos en cultivos intensivos bajo cubierta.

Hipótesis específicas

- Las características físico-químicas y microbiológicas del guano, varían según el sistema de producción, el grado de intensificación y la frecuencia de extracción del guano del interior de los galpones.
- La degradación del guano requiere la incorporación de otros residuos para favorecer el proceso de estabilización, acorde con sus características físico-químicas y microbiológicas.
- La aplicación de guano sin tratar al suelo afecta negativamente los parámetros de calidad del mismo, incrementando la conductividad eléctrica y desbalanceando los ciclos del carbono y nitrógeno.
- Los índices de fitotoxicidad (CICR0,8 y CIG80%) permiten evaluar la madurez de los residuos tratados y estimar la concentración de extracto donde se perciban efectos inhibitorios para la germinación y el crecimiento radicular.

II. Capítulo 2: CARACTERIZACIÓN DEL GUANO DE AVES PONEDORAS¹

1. Introducción

Comúnmente, el guano sin procesar se aplica directamente en suelos agrícolas como fuente de fertilización orgánica para aumentar el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, las granjas avícolas generalmente no cuentan con suficiente superficie agrícola para usar el guano con esa finalidad (Quiroga et al., 2010). El guano es una mezcla de material orgánico e inorgánico y representa una fuente potencial de nutrientes agrícolas, como nitrógeno (N) y fósforo (P) (Campagnolo et al., 2002). Sin embargo, también contiene microorganismos patógenos, parásitos, estadios preimaginales de artrópodos y otros componentes químicos, como EPT, hormonas, insecticidas y medicamentos veterinarios (Bártíková et al., 2016; Campagnolo et al., 2002; Edwards y Daniel, 1992; Faissal et al., 2017; Weil y Kroontje, 1979). Estudios recientes en China informaron que estos sistemas productivos contribuyeron con la contaminación de cuerpos de agua (por ejemplo, las actividades agropecuarias ya son la mayor fuente de DQO y la segunda mayor fuente de N-NH_4^+ , incluida la agricultura, la acuicultura, la ganadería y avicultura) (Hu et al., 2017). Para reducir la contaminación ambiental, varios autores evaluaron diferentes tecnologías de tratamiento del guano, como el compostaje (Hansen et al., 1989; Kelleher et al., 2002; Rizzo et al., 2015; Young et al., 2016) y la digestión anaeróbica (Abouelenien et al., 2009; Bres et al., 2018; Rodríguez-Verde et al., 2018).

Existen diferentes sistemas de producción para alojar gallinas ponedoras, sin embargo el sistema de alojamiento comercial más común en todo el mundo es el sistema de jaula en batería (Mench et al., 2011). En la mayoría de los países no pertenecientes a la UE, incluidos los países desarrollados y en desarrollo, más del 95% de las gallinas ponedoras comerciales se encuentran en jaulas convencionales. En países como Argentina, Brasil, India y México, del 99 al 100% de las granjas comerciales utilizan sistemas con jaulas (IEC, 2010). El sistema de jaula en batería se desarrolló en la década de 1930 y comenzó a adoptarse a gran escala en la década de 1950. La principal ventaja de este sistema es que las aves y los huevos se separaron del guano, disminuyendo así la probabilidad de transmisión de parásitos transmitidos por el suelo, como la coccidiosis, y mejorando la limpieza del producto. Este sistema también demostró ser económicamente eficiente porque permitió la automatización de la alimentación, la provisión de agua, la recolección de huevos y mejoró la capacidad de controlar variables ambientales importantes para la salud de las aves y el rendimiento de la producción (Mench et al., 2011). En este sentido, se pueden destacar dos tipos de sistemas de jaulas en batería: sistemas convencionales (SC) y automatizados (SA). Las principales diferencias entre estos sistemas fueron descritas en la Introducción General.

Varios estudios han analizado la composición del guano y sus efectos ambientales, como el contenido de patógenos (Faissal et al., 2017; Hruby et al., 2018), el contenido de nutrientes (Edwards y Daniel, 1992; Lorimor y Xin, 1999), la generación de gases de

¹ Rizzo, P.F.; Bres, P.A.; Young, B.J.; Zubillaga, M.S.; Riera, N.I.; Beily, M.E.; Argüello, A.; Crespo, D.C.; Sánchez, A.; Komilis, D. 2020. Temporal variation of physico-chemical, microbiological, and parasitological properties of poultry manure from two egg production systems. *J Mater Cycles Waste Manag* (2020). <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01008-3>

efecto invernadero (Naseem y King, 2018; Wiedemann y McGahan, 2011), impacto de productos de origen veterinario (Campagnolo et al., 2002) y su aplicación en suelos agrícolas (Bloem et al., 2017; Marron, 2015), etc. Sin embargo, hay pocos estudios que comparen la composición del guano de diferentes sistemas de producción y su variabilidad estacional. Por ejemplo, Pelletier (2017) comparó cinco tecnologías de alojamiento (jaulas convencionales, jaulas enriquecidas, sistema orgánico, entre otros) a través de un análisis del ciclo de vida. Este autor concluyó que el manejo del guano y los suministros de alimentos son los principales contribuyentes a la acidificación y liberación de compuestos nitrogenados que contribuyen a la eutrofización de cuerpos de agua superficial. Las variables como el tiempo de almacenamiento del guano, el tipo de instalación de almacenamiento, la forma de aplicación en el suelo (por ejemplo, inyección versus dispersión) desempeñan un rol importante en la determinación de la cantidad y la manera en que los nutrientes se distribuyen en el aire, el suelo y el agua. De esta forma, estudios comparativos entre sistemas de producción podrían permitir conocer las limitaciones para el tratamiento y uso del guano generado de acuerdo con cada sistema de producción de huevos. Por esta razón, para proponer estrategias de manejo y tratamiento del guano, el objetivo de este estudio fue caracterizar de manera integral el guano procedente de dos sistemas productivos diferentes (SC y SA) y evaluar la variabilidad temporal mediante sus propiedades físico-químicas, microbiológicas y parasitológicas.

2. Materiales y métodos

2.1 Localización y manejo del guano en los establecimientos muestreados

Se tomaron muestras de guano en tres granjas convencionales y cuatro granjas automatizadas ubicadas en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), particularmente en los partidos de Brandsen, Campana, Exaltación de la Cruz, Hurlingham y Marcos Paz. En la Fig. 7.1 (Apéndice II) se detalla el mapa del AMBA y la localización de las granjas con SC ($n = 3$) y con SA ($n = 4$). Por otro lado, en el Apéndice II (Cuadro 7.5) se detallan las características climáticas de los 5 partidos donde se localizaron los establecimientos estudiados.

Como se detalló en el capítulo anterior, tanto el SC como el SA presentan particularidades en aspectos tecnológicos, de instalaciones y particularidades en el manejo del guano. En los Cuadros 7.6 y 7.7 (Apéndice II) se detallan parámetros productivos y aquellos referidos al manejo de guano.

2.2 Muestreo del guano

Se tomaron muestras de guano en tres granjas convencionales y cuatro granjas automatizadas ubicadas en Buenos Aires. Los galpones seleccionados para el muestreo en cada una de las granjas alojaban gallinas de la misma edad, en la misma etapa de postura y alimentadas con una dieta similar. Cada granja fue considerada como una

unidad experimental ($n = 7$). El muestreo de guano se realizó en 3 épocas diferentes del año: primavera-verano (PV, Fecha: 12/11/2013), verano-otoño (VO, Fecha: 26/03/2014) y otoño-invierno (OI, Fecha: 19/08/2014). Se tomaron un total de 21 muestras compuestas (7 granjas x 3 tiempos de muestreo). Se recolectaron muestras compuestas, las cuales se obtuvieron a partir de muestras simples recolectadas en diferentes puntos de las guaneras o fosas debajo de las jaulas en las granjas con SC (Apéndice II, Fig. 7.2) y en la fosa de acumulación (al final de la cinta transportadora) en las granjas con SA (Apéndice II, Fig. 7.3), donde se acumula el guano recolectado del galpón (Maisonave y Lamelas, 2015). En cada muestreo se tomaron muestras simples en al menos 3 galpones de cada granja, las cuales conformaron la muestra compuesta. Estas muestras se homogeneizaron, se eliminaron impropios (piedras, plástico, etc.) y se separaron en tres submuestras utilizando la técnica de cuarteo, de acuerdo con las especificaciones estandarizadas (USDA y USCC, 2001). Estas submuestras se mantuvieron en heladera a $4 \pm 1^\circ\text{C}$ hasta el momento del análisis y fueron utilizadas como triplicados para las técnicas analíticas.

2.3 Variables analíticas

2.3.1 Caracterización físico-química

La caracterización físico-química se realizó en el Laboratorio de Transformación de Residuos (LTR-IMyZA-CICVyA) del INTA Castelar (Bs.As.). Se determinó la demanda química de oxígeno (DQO) en muestras sólidas húmedas utilizando el método de reflujo abierto (Moore et al., 1951), el cual consiste en digerir una alícuota de la muestra con ácido sulfúrico (H_2SO_4) y dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). En esta reacción, el cromo se reduce del estado hexavalente (VI) a trivalente (III) y es catalizada por sulfato de plata (Ag_2SO_4). La muestra fue digerida a 150°C durante 2 hs. Posteriormente, la muestra digerida se enfría, se diluye, se le agregaron 2 o 3 gotas del indicador (ferroína) y se tituló el exceso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ con una solución de sulfato de amonio ferroso 0,5 N (FAS) valorada. El punto de viraje es de coloración verdosa a rojiza-marrón. Para el blanco se realizó el mismo procedimiento, pero con 10 mL de agua destilada.

La DQO (g.kg^{-1}) de una muestra sólida se calculó según la Ec. 2.1:

$$\text{DQO (g.kg}^{-1}\text{)} = \frac{(\text{A}-\text{B}) \times \text{C} \times 8}{\text{m}} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

Dónde:

A= volumen titulado de la muestra (mL)

B= volumen titulado del blanco (mL)

C= concentración de la solución FAS valorada (eq.L^{-1})

m= masa de la muestra (g)

Además, se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos en muestras húmedas: pH por el método potenciométrico (relación muestra- H_2O 1:10), conductividad eléctrica (CE) por el método electrométrico (relación muestra- H_2O 1:10), sólidos totales (ST) y humedad (%) por el método gravimétrico por pérdida de masa mediante secado ($70 \pm 5^\circ\text{C}$) calculada en base húmeda (bh), la materia orgánica (MO) fue determinada como sólidos volátiles (SV) por el método gravimétrico por pérdida de masa mediante

calcinación (550 ± 50 °C), carbono orgánico total (COT), relación C:N, nitrógeno Kjeldhal total (NKT) por el método de digestión Kjeldahl, destilación de amoníaco y titulación, nitrógeno de amonio (N-NH_4^+) mediante el método de extracción con una solución de KCl (2 mol.L^{-1}), destilación con MgO y titulación. También se determinaron cationes mayoritarios y metales totales y solubles, según métodos estandarizados (USDA y USCC, 2001). Además, se cuantificó el contenido de fósforo total (PT) en muestras de guano secas y molidas mediante la digestión de las muestras y el método del ácido ascórbico (APHA, 1992), donde una alícuota de la muestra se digiere en ácido concentrado mediante calentamiento por microondas (CEM, modelo MARS 5), para mineralizar el compuesto fosforado orgánico a ortofosfato soluble. Se determinó el contenido de sulfato (SO_4^{2-}) mediante el método turbidimétrico utilizando una mezcla de muestra húmeda y agua desionizada (relación 1:10) filtrada con una membrana de nitrocelulosa de $0,45 \mu\text{m}$, según APHA (1992). El método turbidimétrico consiste en preparar un extracto, filtrarlo y compararlo mediante una curva de calibración, de concentraciones crecientes de sulfato, preparadas a partir de una disolución patrón de sulfato de sodio y cuantificadas mediante espectrofotometría.

Las fracciones totales y solubles de los cationes mayoritarios (Ca, Mg, K, Na) y metales (Mn, Fe, Cu y Zn) se cuantificaron en muestras crudas digeridas y extractos respectivamente, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica (Modelo Varian 220 A). La digestión ácida de las muestras crudas se llevó a cabo utilizando ácido nítrico y un equipo digestor de microondas (MARS, CEM), mientras que los extractos se realizaron mezclando la muestra húmeda con agua desionizada (relación 1+5) y posteriormente filtradas.

2.3.2 *Análisis microbiológico*

Se realizó un análisis microbiológico descriptivo en el tercer muestreo, denominado otoño-invierno (OI). Para ello, se prepararon diluciones de muestras de guano mezclando una porción de la muestra húmeda con agua desionizada (1:10 p/v). Se utilizaron medios comerciales (Britania®) para la caracterización microbiológica: caldo Mac Conkey, agar *Salmonella Shigella*, agar con deficiencia de electrolitos lactosa cisteína y agar Cetrimida (UFC.g^{-1}). Se realizó una tipificación bioquímica para identificar cepas puras aisladas (bacilos Gram negativos). Los medios de cultivo utilizados fueron agar TSI (*Triple Sugar Iron Agar*), agar citrato de Simmons, agar SIM (prueba del Indol), BAM con Urea Medio y fenilalanina desaminasa, provistos por Britania®. Las variables analizadas fueron *Escherichia coli*, coliformes totales, *Proteus mirabilis*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Citrobacter* spp.

2.3.3 *Análisis parasitológico*

Se realizó un análisis descriptivo en el tercer muestreo (OI) para identificar huevos y organismos parásitos de relevancia sanitaria y veterinaria presentes en el guano. Las muestras se analizaron de acuerdo con la técnica modificada de McMaster para huevos de parásitos (Foreyt, 2013). Los diferentes estadios de vida y especies parásitas se

observaron a 10X y 40X usando un microscopio óptico (MOTIC, DMB1-223). Se registraron parásitos en diferentes estadios de vida y finalmente, se registró la presencia de diferentes formas y se calculó la frecuencia de ocurrencia.

2.4 Análisis estadístico

Se usó una prueba t no apareada para dos muestras con diferentes tamaños muestrales y la misma varianza. Este análisis permitió probar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los parámetros físico-químicos de los sistemas de producción de huevos, después de probar los supuestos de normalidad (D'Agostino y Pearson) y la homocedasticidad (prueba F). Cuando este caso no fue posible, se realizó una prueba no paramétrica (prueba de Mann-Whitney). Por otro lado, la variación temporal de los parámetros se evaluó mediante ANOVA unidireccional, después de probar los supuestos de normalidad (D'Agostino y Pearson) y de homocedasticidad (prueba de Barlett para las variaciones iguales). Cuando los valores F del ANOVA fueron significativos ($p < 0,05$), las medias se compararon mediante la prueba de Tukey. Cuando los supuestos de normalidad y homocedasticidad no fueron posibles, se realizó una prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis y Dunn) a la comparación de la mediana (software GraphPad Prism®). Además, los datos se evaluaron mediante procedimientos estadísticos multivariados, como el análisis de componentes principales (ACP) y el análisis de correlación (coeficiente de correlación de Pearson) utilizando el software InfoStat.

3. Resultados y discusión

3.1 Comparación de las propiedades físico-químicas del guano proveniente de distintos sistemas de producción

La composición físico-química del guano proveniente del SC ($n = 3$) y SA ($n = 4$) y un rango de valores reportados en la literatura, para cada parámetro, se muestran en el Cuadro 2.1. Las muestras de guano presentaron valores de pH ligeramente alcalinos, que fueron 7,7 y 7,4 para el SC y SA, respectivamente. Otros autores informaron valores similares en sistemas de producción en África y Europa (Kelleher et al., 2002; Ogunwande et al., 2008; Ogunwande, 2011). El rango de pH óptimo para la degradación de residuos orgánicos es 6,5-7,5 debido al requerimiento de los microorganismos (Ogunwande et al., 2008). Aunque el valor de pH promedio en el SC fue significativamente mayor que en SA ($p < 0,05$), ambos fueron cercanos al límite superior del rango de pH óptimo.

Los valores de CE en ambos sistemas de producción fueron superiores a 10 mS.cm^{-1} , sin embargo, los valores en el SA fueron significativamente algo superior a los registrados en el SC ($p < 0,05$). Wiedemann et al. (2008) informaron valores de CE similares a este estudio (media: 14,1, rango: 12,1-15,4 mS.cm^{-1}) en muestras de guano en sistemas de jaulas en batería. La CE es una medida directa de las sales solubles y los iones principales son Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} (Burton y Turner, 2003). La CE es un parámetro

relevante en la evaluación del proceso de degradación biológica debido a los efectos inhibitorios por acumulación de iones metálicos, no metálicos y compuestos alcalinos (Tabatabaei y Ghanavati, 2018). Bres et al. (2018) encontraron una correlación positiva entre la CE y el nitrógeno amoniacal total cuando se evaluó la digestión anaeróbica del guano. Una dosis excesiva o la alta frecuencia de la aplicación de residuos con alta CE a un suelo podría causar un aumento en la salinidad e inhibición del crecimiento de las plantas (Burton y Turner, 2003). Además, Young et al. (2012) informaron que los altos valores de CE en efluentes con alto contenido orgánico correlacionaron con la fitotoxicidad observada en lechuga (*Lactuca sativa* L.). Sin embargo, Zhou et al. (2005) no encontraron efectos del suelo enmendado con guano en parámetros de crecimiento del rabanito (*Raphanus sativus* L.) y el pakchoi (*Brassica chinensis* L.). Aunque estos autores encontraron valores de CE más bajos que los medidos en este estudio (3 mS.cm^{-1}), la CE, el pH y la concentración de Cu y Zn del suelo fueron más altos que en el suelo control. Por lo tanto, este parámetro debe considerarse antes de la aplicación del guano en el suelo debido al riesgo potencial para los cultivos y la calidad del mismo.

El contenido de ST en el SC fue mayor que los valores medidos en el SA ($p < 0,05$) y que los valores informados por otros autores (Abouelenien et al., 2009; Rizzo et al., 2015). La materia orgánica y el contenido de carbono se evaluaron como SV y COT. El contenido de SV en el SC fue 30% menor que en SA, lo que podría atribuirse a la pérdida de carbono como dióxido de carbono y metano por degradación microbiana en el SC (Lin et al., 2016). El guano es eliminado diariamente mediante el sistema de cintas transportadoras en el SA, mientras que se almacena durante un largo período en las fosas de los galpones del SC. Un resultado similar fue reportado por Wiedemann et al. (2008), quienes demostraron que los niveles de carbono en el guano de los sistemas con cintas transportadoras eran más altos (38%) que en las granjas donde se acumulaba (32,3%).

Las variables nitrogenadas siguen el mismo comportamiento que el carbono. El contenido más bajo de NKT y N-NH_4^+ se encontró en el SC ($p < 0,05$). Dicha diferencia podría atribuirse al período prolongado de almacenamiento del guano dentro de los galpones. Si bien, las cantidades de C y N en el guano del SC son más bajas que en el SA, la relación C:N es levemente mayor en SC con respecto a SA ($p < 0,05$). Esta mayor relación da cuenta de una mayor pérdida de N con respecto al C en el SC, pudiendo deberse a la presencia de compuestos carbonados algo más resistentes a la degradación, formados por la biomasa bacteriana en condiciones ambientales diferentes a las del SA. La pérdida de nitrógeno del guano podría ser causada por la emisión de amoníaco (NH_3), según Naseem y King (2018). La degradación microbiana del ácido úrico produce urea por la acción enzimática de la uricasa y luego es liberado como NH_3 . Por consiguiente, la formación de NH_3 a partir del ácido úrico es más favorable a un pH superior a 7 (Li et al., 2012). Varios estudios han demostrado que la liberación de NH_3 depende de la concentración de urea, la actividad de la ureasa, el pH, la temperatura, la humedad relativa del aire, la tasa de ventilación, el empleo de cal viva como método de secado, el manejo del guano (frecuencia de eliminación), de la composición del residuo, la edad de las aves, el contenido de humedad y la dieta animal (Liang et al., 2005; Naseem y King, 2018; Wiedemann et al., 2008). Por ejemplo, los valores de pH superiores a 7 y la baja frecuencia de eliminación del guano, como se detalla en los Cuadros 7.6 y 7.7 (Apéndice II), podrían dar cuenta de la mayor generación y volatilización de NH_3 en SC con respecto a SA.

En los SC, el guano es tratado con cal viva para controlar los focos húmedos dentro del galpón (Cuadro 7.6 – Apéndice II). Estos focos se generan continuamente por distintas

causas: mala ventilación del galpón, enfermedades entéricas, edad cercana al pico de máxima postura, pérdidas de agua desde los techos, pico de bebederos o riego interno dentro de los galpones en temporada estival. La presencia de estos focos húmedos genera lugares ideales para que la mosca doméstica los utilice para la ovipostura y posterior desarrollo de las larvas de esta especie. Generalmente, los productores utilizan grandes cantidades de cal viva, con el objeto de secar esos focos (Crespo y Lecuona, 1996). Producto de esta acción, el N-NH_4^+ contenido en el guano, se pierde como NH_3 al aire, dada la reacción química exotérmica que se produce por el empleo de la cal (OCa), la humedad del foco y un cambio brusco del pH, como se detalla en la Ecuación 2.2 (Crespo et al., 1998).



La concentración de PT y SO_4^{-2} fueron significativamente mayores en el SC que en el SA ($p < 0,05$). La concentración de estos nutrientes puede variar, como lo demuestra el amplio rango de concentraciones reportado por otros autores. Esto podría deberse a las diferentes dietas de las aves. Se sabe que el 79,2% del P contenido en la alimentación animal es excretado a través del guano (Lin et al., 2016). Por otro lado, las concentraciones más altas de P encontradas en el SC podrían estar asociadas con el menor contenido de humedad, la pérdida de masa (C y N) por efecto de la degradación microbiana y la adsorción de P a la materia orgánica, lo que resulta en la concentración conservadora de este compuesto en el guano acumulado debajo de las jaulas. Resultados similares fueron encontrados por Wiedemann et al. (2008), quienes reportaron concentraciones más altas de PT en muestras de guano con prolongados períodos de residencia en los galpones, en comparación con sistemas que eliminaban el guano a través de cintas transportadoras.

Además, el guano de ambos sistemas, contenía los principales cationes y metales. Todos los elementos medidos en la fracción total fueron similares a los valores informados por varios autores (Bolan et al., 2004; Bolan et al., 2010; Borowski y Weatherley, 2013; Burton y Turner, 2003; Ihnat y Fernandes, 1996; Quiroga et al. al., 2010; Wiedemann et al., 2008). Sin embargo, la concentración de Na fue mayor que la reportada por otros autores (Borowski y Weatherley, 2013; Ihnat y Fernandes, 1996; Wiedemann et al., 2008). El guano, proveniente de ambos sistemas de producción, presentó la misma tendencia en cuanto al orden de concentraciones de cationes totales ($\text{Ca} > \text{K} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu}$) y solubles ($\text{K} > \text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{Mn} \sim \text{Zn} > \text{Cu}$).

La presencia de Mn, Fe, Cu y Zn en el guano podría atribuirse a los aditivos alimenticios agregados para reducir brotes de enfermedades, mejorar el aumento de peso y la conversión alimenticia, como así también aumentar la producción de huevos (Bolan et al., 2004). Se midió un alto contenido de Zn en muestras de guano de ambos sistemas, los cuales fueron cercanos a los valores máximos permitidos ($200\text{-}10000 \text{ mg.kg}^{-1}$), de acuerdo con las regulaciones internacionales para la calidad del compost (Bernal et al., 2017).

Cuadro 2.1. Composición físico-química del guano proveniente del SC ($n = 3$) y el SA ($n = 4$). Valores expresados en base seca (media \pm error estándar).

Parámetros	Unidad	SC	SA	Rango de valores reportados
pH		7,7 \pm 0,0 ^a	7,4 \pm 0,0 ^b	6,4-8,8 (2, 3, 5, 9, 10, 11, 12,13)
CE	mS.cm ⁻¹	10,1 \pm 0,5 ^a	12,1 \pm 0,5 ^b	5,7-21,8 (2, 5, 11, 12)
ST	%	41,6 \pm 2,3 ^a	28,6 \pm 0,7 ^b	22-41 (1, 4, 8, 11)
Humedad	% (bh)	57,4 \pm 2,7 ^a	70,8 \pm 0,7 ^b	
SV	%	45,4 \pm 2,5 ^a	65,5 \pm 0,8 ^b	54-75 (3, 4, 8, 9, 11)
COT	%	25,2 \pm 1,4 ^a	36,3 \pm 0,6 ^b	
C:N		9,1 \pm 0,2 ^a	8,1 \pm 0,2 ^b	4-16 (2, 3, 5, 8, 10, 11, 12, 13)
NKT	g.kg ⁻¹	36,0 \pm 1,0 ^a	47,0 \pm 1,4 ^b	21-87 (1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 8, 10, 12,13)
N-NH ₄ ⁺	g.kg ⁻¹	8,0 \pm 0,9 ^a	14,3 \pm 0,9 ^b	6-27 (1, 8, 10, 12)
DQO	mg.g ⁻¹	849,7 \pm 35,4 ^a	921,5 \pm 41,5 ^a	812 - 1000 (4, 14)
PT	mg.g ⁻¹	17,1 \pm 1,0 ^a	13,5 \pm 0,7 ^b	6-23 (1, 2, 4, 5, 6, 9, 10, 12, 13)
SO ₄ ⁻²	mg.g ⁻¹	2,9 \pm 0,3 ^a	2,0 \pm 0,2 ^b	
<i>Fracción total</i>				
Ca	mg.g ⁻¹	94,4 \pm 4,0 ^a	80,1 \pm 4,5 ^a	9-113 (4, 5, 6, 9, 12, 13, 15)
Na	mg.g ⁻¹	17,7 \pm 1,3 ^a	17,7 \pm 1,4 ^a	2-4 (4, 9, 12, 13, 15)
K	mg.g ⁻¹	34,4 \pm 1,2 ^a	30,3 \pm 1,0 ^b	15-38 (1, 4, 5, 6, 9, 12, 13, 15)
Mg	mg.g ⁻¹	7,8 \pm 0,3 ^a	6,8 \pm 0,2 ^b	4-12 (4, 6, 9, 5, 12, 13, 15)
Mn	μg.g ⁻¹	800,3 \pm 43,5 ^a	663,2 \pm 19,3 ^b	200-956 (5, 6, 9, 7, 12)
Fe	μg.g ⁻¹	1084,0 \pm 75,6 ^a	822,7 \pm 36,2 ^b	770-2000 (4, 9, 12, 15)
Cu	μg.g ⁻¹	43,2 \pm 3,2 ^a	29,5 \pm 3,9 ^b	21-3500 (4, 6, 7, 9, 12, 13, 15)
Zn	μg.g ⁻¹	395,8 \pm 19,4 ^a	412,9 \pm 25,0 ^a	200-5100 (4, 5, 6, 7, 9, 12, 13, 15)
<i>Fracción soluble</i>				
Ca	mg.g ⁻¹	1,1 \pm 0,1 ^a	1,9 \pm 0,1 ^b	11 ⁽⁹⁾
Na	mg.g ⁻¹	5,7 \pm 0,4 ^a	6,0 \pm 0,3 ^a	
K	mg.g ⁻¹	17,9 \pm 1,0 ^a	17,2 \pm 0,7 ^a	
Mg	mg.g ⁻¹	0,4 \pm 0,0 ^a	1,1 \pm 0,1 ^b	
Mn	μg.g ⁻¹	14,4 \pm 1,8 ^a	28,8 \pm 3,3 ^b	7-29 (7, 9)
Fe	μg.g ⁻¹	58,3 \pm 5,2 ^a	56,3 \pm 7,1 ^a	13 (9)
Cu	μg.g ⁻¹	5,2 \pm 0,6 ^a	3,2 \pm 0,6 ^b	14-314 (7, 9)
Zn	μg.g ⁻¹	16,4 \pm 1,6 ^a	13,9 \pm 2,2 ^b	7-18 (7, 9)

Letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de producción ($p < 0,05$). Valores de referencia: ¹ Burton y Turner (2003); ² Ogunwande y Osunade (2011); ³ Ogunwande et al. (2008a); ⁴ Borowski y Weatherley (2013); ⁵ Quiroga et al. (2010); ⁶ Bolan et al. (2010); ⁷ Bolan et al. (2004); ⁸ Abouelenien et al. (2009); ⁹ Ihnat y Fernandes (1996); ¹⁰ Kelleher et al. (2002a); ¹¹ Rizzo et al. (2015); ¹² Wiedemann et al. (2008), ¹³ Adekiya et al. (2019), ¹⁴ Bres et al. (2018), ¹⁵ Zhou et al. (2018).

Las concentraciones totales de Mg, K, Mn y Fe fueron significativamente mayores en el guano del SC que en el SA ($p < 0,05$). Para el caso del K, la diferencia entre los sistemas productivos fue baja (Cuadro 2.1). Las gallinas ponedoras excretan el 89% del total que ingieren mediante el alimento, según Burton y Turner (2003). Las concentraciones más elevadas de Cu y Zn solubles se midieron en muestras del SC, mientras que las concentraciones más altas de Ca, Mg y Mn solubles se determinaron en muestras del SA ($p < 0,05$; Cuadro 2.1). La mayor tendencia de Cu y Zn de formar iones complejos solubles con sustancias húmicas, y de Ca, Mg y Mn de formar sales insolubles en SC con respecto a SA, podrían justificar estas diferencias. Los valores superiores de PT y C:N registrados en SC con respecto a SA (Cuadro 2.1), podrían dar cuenta de estos supuestos.

Bolan et al. (2004) informaron que la presencia de metales en el guano se deriva directamente de la ingesta de la dieta animal e indirectamente de las partículas del suelo por ingestión o su mezcla durante el manejo de los residuos (es decir, recolección del guano). Estos autores mencionaron que se agregan varios metales al alimento de las aves, no solo como nutrientes esenciales, sino también como suplemento para mejorar la salud y la eficiencia alimenticia. Los nutrientes esenciales participan en una amplia gama de procesos enzimáticos que involucran muchos aspectos de las funciones fisiológicas y el metabolismo intermedio del organismo (Bolan et al., 2004). Por ejemplo, el Zn y el Cu normalmente se usan en altas concentraciones en la alimentación animal, ya que satisfacen los requerimientos nutricionales, previenen las enfermedades diarreicas y también se usan como una alternativa a los antibióticos en la alimentación para promover el crecimiento.

Bolan et al. (2004) concluyeron que la mayoría de los metales en el guano están ligados a la fracción orgánica y una cantidad significativa también se encuentra soluble en agua. En consecuencia, aplicaciones sucesivas de guano sin tratar podrían generar acumulación de metales en suelos agrícolas.

3.2 Caracterización microbiológica y parasitológica

Varios autores han informado sobre los efectos adversos de la contaminación fecal transmitida por el agua en la salud humana y animal (do Amaral, 2004; Hruby et al., 2018). Las mayores concentraciones de *E. coli* y coliformes totales se registraron en el guano del SA (Cuadro 2.2). Otros autores informaron concentraciones similares de *E. coli* y enterobacterias, que oscilaron entre 10^5 y 10^{10} UFC⁻¹ (Terzich et al., 2000). Sin embargo, Hruby et al. (2018) encontraron valores más bajos de concentración de *E. coli* que, en este estudio, las cuales oscilaron entre $2,4 \cdot 10^1$ - $2,6 \cdot 10^3$ UFC.g⁻¹. Estas variaciones en la concentración de microorganismos patógenos podrían atribuirse al tiempo de almacenamiento y recolección de guano, como así también al manejo de los residuos dentro de la granja (Cuadros 7.6 y 7.7, Apéndice II) (Hruby et al., 2018).

La frecuencia de aparición de *Citrobacter* spp., *Salmonella* spp. y *Pseudomona aeruginosa* tuvieron valores más elevados en el SC, mientras que no hubo presencia de *Citrobacter* spp. en el guano del SA (Fig. 2.1). La supervivencia y el desarrollo de estos agentes patógenos podrían ser promovidos por el tipo de almacenamiento del guano durante largos períodos, las condiciones ambientales y el manejo (Burton y Turner, 2003; Nicholson et al., 2005; Placha et al., 2001; Venglovsky et al., 2009). Sin embargo, estas

condiciones podrían haber causado la reducción de otros microorganismos en el SC, como *E. coli*, *Proteus mirabilis* y coliformes totales. Por ejemplo, *P. mirabilis* se encontró en el 100% de las muestras analizadas de guano del SA, mientras que se registró una proporción menor en el guano del SC (33%). Estas diferencias pueden deberse al menor contenido de humedad que presenta el guano del SC, ya que hay evidencia de que la supervivencia de *P. mirabilis* disminuye con un bajo contenido de humedad en los desechos orgánicos (Yeager y Ward, 1981). Algunos patógenos tienen una gran importancia epidemiológica debido a su persistencia durante largos períodos en el estiércol de los animales en condiciones típicas de los sistemas productivos, como *Salmonella* spp. y *E. coli*. Por ejemplo, estos patógenos pueden sobrevivir hasta 120 días en el guano y 56 días en estiércol bovino (Burton y Turner, 2003). Además, Hruby et al. (2018) demostraron que se encontró *Salmonella* spp. durante 42 días en parcelas de suelo enmendadas con una alta dosis de guano. Por otro lado, Islam et al. (2004) demostraron que *E. coli* serotipo O157: H7, agente causal del Síndrome Urémico Hemolítico, puede sobrevivir en suelo enmendado hasta 217 días después de la aplicación del guano.

Cuadro 2.2. Concentración promedio de microorganismos en guano de diferentes sistemas productivos de huevos (media \pm error estándar).

Parámetros (UFC.g ⁻¹)	SC	SA
<i>E. coli</i>	$1,2 \cdot 10^7 \pm 1,1 \cdot 10^4$ ⁽⁵⁾	$7,8 \cdot 10^8 \pm 5,8 \cdot 10^4$ ⁽⁷⁾
Coliformes totales	$2,7 \cdot 10^8 \pm 3,5 \cdot 10^5$ ⁽³⁾	$1,1 \cdot 10^9 \pm 6,9 \cdot 10^6$ ⁽⁴⁾

Los valores entre paréntesis indican el número de muestras analizadas.

Por otro lado, la frecuencia de aparición de parásitos en muestras de guano de cada sistema de producción de huevos se muestra en la Fig. 2.2. Las frecuencias más altas de parásitos en diferentes estadios de vida se registraron en guano del SC, tales como larvas y huevos de *Strongyloides* spp. y *Ascaridia galli* / *Heterakis* spp. Sin embargo, la mayor frecuencia de ooquistes de *Eimeria* se encontró en el guano del SA. En general, el guano del SA tuvo menor frecuencia de ocurrencia de formas parásitas y este hecho podría atribuirse a las altas concentraciones de N-NH_4^+ determinadas en éste residuo. Jenkins et al. (1998) demostraron que altas concentraciones de N-NH_4^+ tienen un efecto negativo sobre los ooquistes de *Cryptosporidium parvum*.

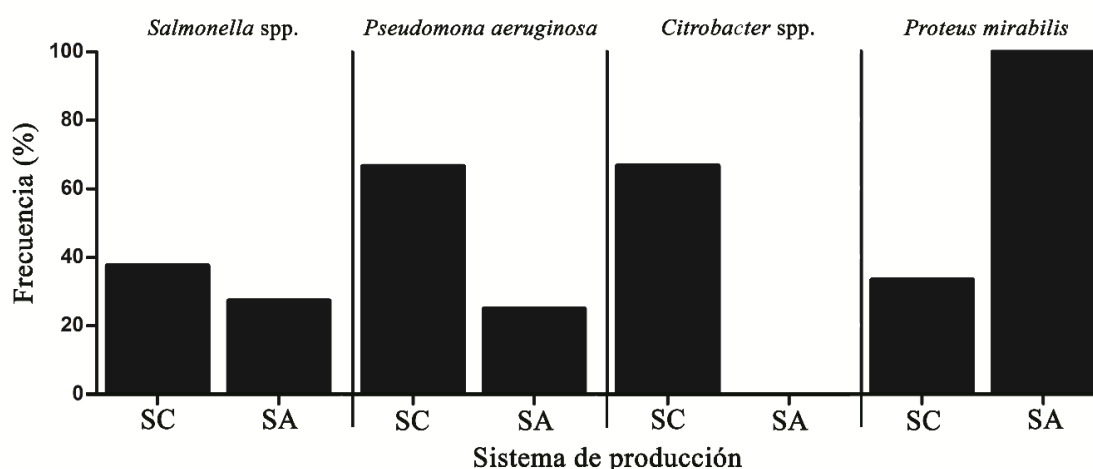


Figura 2.1. Frecuencia de ocurrencia de microorganismos patógenos en guano de los dos sistemas de producción de huevo ($n = 7$).

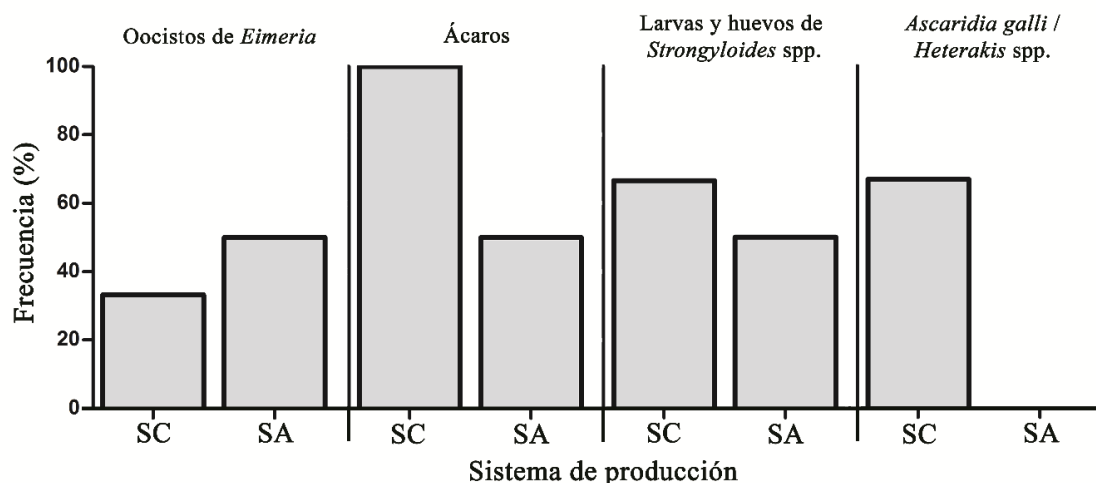


Figura 2.2. Frecuencia de ocurrencia de distintas formas parásitas en guano de los dos sistemas de producción de huevo ($n = 7$).

Aunque varios países sugieren pautas para el manejo del estiércol para ser utilizado como fertilizante del suelo, la recomendación de la cuantificación de microorganismos y parásitos no es frecuente o estas recomendaciones no son muy claras (EU, 2009; Maisonnave y Lamelas, 2015; USDA, 2012; USEPA, 2013). Algunos de los organismos tienen la capacidad de afectar la salud animal y humana a través del contacto directo o de alimentos contaminados. De hecho, una alternativa para evitar la liberación de microorganismos patógenos y parásitos al ambiente podría ser evitar la aplicación de guano en el suelo, de acuerdo con el concepto "*One Health*" propuesto por la Organización Mundial de la Salud (Zinsstag et al., 2011). El concepto "*One Health*" se definió como un enfoque para diseñar e implementar programas, políticas, legislación e investigación en el que múltiples sectores trabajan para lograr mejores resultados de salud pública. Además, este enfoque promueve respuestas multisectoriales a los peligros de inocuidad de alimentos, riesgos de zoonosis y otras amenazas para la salud pública en la interface humano-animal-ecosistema (WHO, 2017). El compostaje y la digestión anaeróbica son las dos tecnologías más frecuentemente estudiadas para el tratamiento del guano, las cuales podrían contribuir a la reducción en la transferencia de este tipo de contaminantes al ambiente (Abouelenien et al., 2009; Bres et al., 2018; Kelleher et al., 2002; Rizzo et al., 2013; Rodriguez-Verde et al., 2018; Young et al., 2016).

3.3 Variación temporal de las propiedades del guano para cada sistema de producción

El análisis de componentes principales (ACP) mostró una asociación entre los parámetros físico-químicos, los sistemas de producción de huevos y los momentos de muestreo (Fig. 2.3; Apéndice II – Cuadro 7.8). Los resultados de este análisis representan el 78,6% de la variabilidad total de la matriz de datos. El componente principal 1 (CP1) explicó el 49,4% de la variabilidad y permitió agrupar las variables PT, la fracción soluble (Cu y K) y total (Mg, K y Fe) de cationes mayoritarios y metales hacia la derecha con valores positivos y separarlos de las variables CE, SV y NT, que se ubicaron hacia la izquierda con los mayores valores negativos (Apéndice II – Cuadro 7.8). Por otro lado, el componente principal 2 (CP2) explicó el 29,2% de la variabilidad y permitió agrupar las variables Ca, Mn, Mg (fracción soluble) y la relación C:N hacia la parte superior del gráfico, con

valores positivos y separarlos de las variables ST, Mn (fracción total) y DQO que se ubicaron hacia la parte inferior con los mayores valores negativos (Apéndice II – Cuadro 7.8). El ACP permitió asociar algunos parámetros con cada sistema de producción de huevos y momento de muestreo. Por ejemplo, los elevados valores de CE, contenido de materia orgánica (SV y DQO), de N (NT, N-NH_4^+) y de Mg soluble se asociaron con el tiempo de muestreo con temperatura ambiental más baja, durante otoño-invierno (OI). Por el contrario, los valores altos de la fracción total y soluble de algunos cationes y metales mayoritarios, ST, pH, relación C:N y PT se asociaron con el tiempo de muestreo más cálido (PV y VO).

La degradación del guano en el SC parece haberse intensificado por una mayor exposición a las variaciones climáticas, al prolongado tiempo de almacenamiento del guano dentro de los galpones y a la colonización de la mesofauna observada, de especies de artrópodos como *Musca domestica*, *Alphitobius diaperinus*, *Macrocheles muscadomesticae*, entre otras. Además, algunos sectores de la pila del guano acumulado en las granjas con SC podrían presentar condiciones anaeróbicas. Matheri et al. (2017) reportó, que bajo condiciones anaeróbicas, se generan pérdidas de C y N, como CO_2 y CH_4 , y NH_3 , respectivamente. Por lo tanto, estos efectos podrían también contribuir a explicar las pérdidas de C (SV o MO) y N (NT y N-NH_4^+) en el guano proveniente del SC.

La mayoría de los parámetros físico-químicos evaluados en el SC variaron, significativamente, entre los distintos momentos de muestreo (PV, VO y OI). Algunos nutrientes, como el P y S, la fracción total de cationes mayoritarios (Na, K, Mg, Mn, Fe y Cu) y las fracciones solubles (Ca, Na, K, Mn, Fe, Cu y Zn) tuvieron valores significativamente más altos en las temporadas más cálidas (PV y VO). Además, los valores de pH y ST fueron más elevados en estos tiempos de muestreo (Cuadro 2.3).

Se observó una baja variabilidad temporal en los parámetros físico-químicos en el SA (Cuadro 2.4). Al igual que en el SC, la concentración más alta de cationes mayoritarios y metales totales y solubles se encontró en las estaciones más cálidas (PV y VO). Los valores de materia orgánica (SV), humedad y NKT no difirieron significativamente entre los tiempos de muestreo ($p < 0,05$).

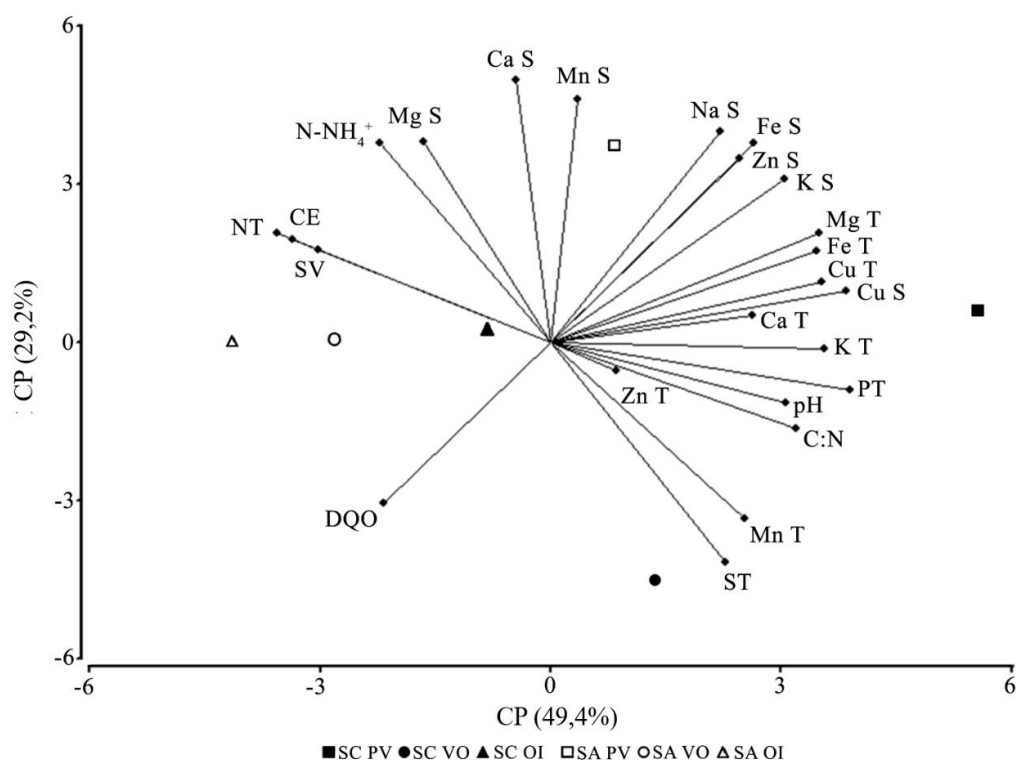


Figura 2.3. Análisis de componentes principales de los parámetros medidos en 3 tiempos de muestreo y 7 granjas ($n = 21$). Los cationes mayoritarios y metales se muestran en fracciones totales (T) y solubles (S). Cuadrados, círculos y triángulos indican los momentos de muestreo: primavera-verano (PV = 12/11/2013), verano-otoño (VO = 26/03/2014) y otoño-invierno (OI = 19/08/2014), respectivamente. Los símbolos llenos y vacíos indican sistemas convencionales (SC) y automatizados (SA), respectivamente.

Por otro lado, las distintas formas de N medidas (NT, N-NH_4^+) presentaron los valores más altos en la temporada más fría (OI) en el SC, mientras que no hubo diferencias significativas en el SA (Cuadro 2.4). De hecho, el efecto de las bajas temperaturas podría reducir las pérdidas de N por volatilización, mientras que una elevada temperatura ambiental aumenta las pérdidas de N. Naseem y King (2018) reportaron los efectos favorables de las altas temperaturas sobre la actividad microbiana y consecuentemente, en las pérdidas de N mediante la volatilización de NH_3 . Por otro lado, la posible alta concentración de amoníaco en los galpones de producción del SC podría afectar las condiciones de bienestar animal (Liang et al., 2005; Naseem y King, 2018).

Cuadro 2.3. Parámetros físico-químicos del guano (media \pm error estándar) proveniente del SC en tres tiempos de muestreo: PV (12/11/2013), VO (26/03/2014) y OI (19/08/2014) ($n = 9$).

Parámetros	Unidades	PV	VO	OI
pH		7,8 \pm 0,0 ^a	7,9 \pm 0,1 ^a	7,5 \pm 0,1 ^b
CE	mS.cm ⁻¹	9,4 \pm 0,3 ^{ab}	8,8 \pm 0,8 ^a	13,0 \pm 1,0 ^b
ST	%	41,1 \pm 2,1 ^{ab}	52,2 \pm 6,7 ^b	34,6 \pm 1,6 ^a
Humedad	% (bh)	58,9 \pm 2,1 ^{ab}	47,8 \pm 6,7 ^b	65,4 \pm 1,6 ^a
SV*	%	56,6 \pm 0,8 ^a	59,4 \pm 2,6 ^a	63,0 \pm 2,4 ^a
COT	%	31,4 \pm 0,5 ^a	33,0 \pm 1,5 ^a	35,0 \pm 1,3 ^a
C:N		9,6 \pm 0,5 ^a	9,1 \pm 0,3 ^a	8,6 \pm 0,4 ^a
NT	g.kg ⁻¹	33,4 \pm 1,7 ^a	36,2 \pm 0,9 ^{ab}	41,3 \pm 2,0 ^b
N-NH ₄ ⁺	g.kg ⁻¹	6,7 \pm 1,2 ^a	4,2 \pm 1,0 ^a	13,7 \pm 1,8 ^b
DQO	mg.g ⁻¹	730,7 \pm 60,8 ^a	1515,0 \pm 31,8 ^b	803,3 \pm 45,6 ^a
PT	mg.g ⁻¹	22,9 \pm 0,6 ^a	19,2 \pm 0,8 ^b	16,5 \pm 1,2 ^b
SO ₄ ⁻²	mg.g ⁻¹	4,1 \pm 0,6 ^a	SD	2,8 \pm 0,2 ^b
<i>Fracción total</i>				
Ca	mg.g ⁻¹	94,4 \pm 3,9 ^a	87,9 \pm 10,0 ^a	100,8 \pm 5,3 ^a
Na	mg.g ⁻¹	23,8 \pm 0,8 ^a	19,5 \pm 1,0 ^a	9,8 \pm 1,3 ^b
K	mg.g ⁻¹	40,3 \pm 1,6 ^a	35,3 \pm 1,3 ^b	27,6 \pm 0,9 ^c
Mg	mg.g ⁻¹	9,5 \pm 0,4 ^a	6,7 \pm 0,3 ^b	7,4 \pm 0,5 ^b
Mn	μg.g ⁻¹	834,2 \pm 42,5 ^a	954,8 \pm 79,3 ^a	611,8 \pm 52,1 ^b
Fe	μg.g ⁻¹	1531,0 \pm 112,3 ^a	774,2 \pm 44,0 ^b	948,3 \pm 45,0 ^b
Cu	μg.g ⁻¹	56,3 \pm 3,4 ^b	43,8 \pm 6,9 ^{ab}	37,1 \pm 3,2 ^a
Zn	μg.g ⁻¹	414,1 \pm 17,4 ^a	417,0 \pm 49,6 ^a	358,3 \pm 21,2 ^a
<i>Fracción soluble</i>				
Ca	mg.g ⁻¹	1,5 \pm 0,2 ^a	0,5 \pm 0,1 ^b	1,2 \pm 0,2 ^a
Na	mg.g ⁻¹	7,8 \pm 0,4 ^a	4,0 \pm 0,4 ^b	5,4 \pm 0,8 ^b
K	mg.g ⁻¹	23,9 \pm 1,1 ^a	14,2 \pm 1,2 ^b	15,7 \pm 1,0 ^b
Mg	mg.g ⁻¹	0,5 \pm 0,0 ^a	0,2 \pm 0,0 ^b	0,4 \pm 0,0 ^a
Mn	μg.g ⁻¹	22,4 \pm 3,6 ^a	6,7 \pm 1,0 ^b	14,3 \pm 1,6 ^a
Fe	μg.g ⁻¹	78,9 \pm 7,9 ^a	39,5 \pm 7,9 ^b	56,5 \pm 6,7 ^{ab}
Cu	μg.g ⁻¹	8,3 \pm 0,6 ^a	4,7 \pm 0,9 ^b	2,6 \pm 0,6 ^b
Zn	μg.g ⁻¹	19,8 \pm 1,5 ^a	10,3 \pm 1,4 ^b	19,0 \pm 3,6 ^{ab}

Valores expresados en base seca. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tiempos de muestreo. SD: sin datos. * Expresado como % de ST.

Cuadro 2.4. Parámetros físico-químicos del guano (media \pm error estándar) proveniente del SA en tres tiempos de muestreo: PV (12/11/2013), VO (26/03/2014) y OI (19/08/2014) ($n = 12$).

Parámetros	Unidades	PV	VO	OI
pH		7,7 \pm 0,1 ^a	7,0 \pm 0,1 ^b	7,4 \pm 0,0 ^a
CE	mS.cm ⁻¹	11,3 \pm 0,6 ^a	12,3 \pm 0,6 ^{ab}	14,3 \pm 0,8 ^b
ST	%	28,8 \pm 0,8 ^a	28,6 \pm 1,3 ^a	30,3 \pm 1,7 ^a
Humedad	% (bh)	71,2 \pm 0,8 ^a	71,4 \pm 1,3 ^a	69,7 \pm 1,7 ^a
SV*	%	64,6 \pm 0,6 ^a	68,8 \pm 2,2 ^a	62,8 \pm 1,7 ^a
COT	%	35,9 \pm 0,4 ^a	38,2 \pm 1,2 ^a	34,9 \pm 1,0 ^a
C:N		8,2 \pm 0,4 ^{ab}	8,8 \pm 0,3 ^b	7,3 \pm 0,5 ^a
NT	g.kg ⁻¹	44,8 \pm 1,9 ^a	44,4 \pm 2,4 ^a	49,5 \pm 3,3 ^a
N-NH ₄ ⁺	g.kg ⁻¹	13,9 \pm 1,0 ^a	9,6 \pm 1,3 ^b	13,5 \pm 1,4 ^{ab}
DQO	mg.g ⁻¹	768,1 \pm 66,0 ^a	1099,0 \pm 72,3 ^b	896,9 \pm 42,2 ^{ab}
PT	mg.g ⁻¹	16,8 \pm 1,5 ^a	15,6 \pm 0,6 ^a	13,5 \pm 0,6 ^a
SO ₄ ⁻²	mg.g ⁻¹	2,1 \pm 0,2 ^a	SD	3,1 \pm 0,3 ^b
<i>Fracción total</i>				
Ca	mg.g ⁻¹	89,5 \pm 4,3 ^a	76,9 \pm 11,1 ^a	73,9 \pm 6,7 ^a
Na	mg.g ⁻¹	26,3 \pm 1,2 ^a	19,0 \pm 1,0 ^a	7,8 \pm 0,3 ^b
K	mg.g ⁻¹	34,4 \pm 1,7 ^a	32,3 \pm 1,1 ^a	24,1 \pm 0,5 ^b
Mg	mg.g ⁻¹	7,9 \pm 0,3 ^a	6,1 \pm 0,2 ^b	6,5 \pm 0,4 ^b
Mn	μg.g ⁻¹	671,9 \pm 13,7 ^{ab}	734,4 \pm 43,4 ^a	583,5 \pm 21,3 ^b
Fe	μg.g ⁻¹	1005,0 \pm 58,8 ^a	717,1 \pm 54,2 ^b	746,1 \pm 39,9 ^b
Cu	μg.g ⁻¹	50,9 \pm 5,0 ^b	26,7 \pm 3,2 ^a	35,2 \pm 3,0 ^a
Zn	μg.g ⁻¹	410,7 \pm 31,1 ^a	430,5 \pm 62,2 ^a	397,6 \pm 33,3 ^a
<i>Fracción soluble</i>				
Ca	mg.g ⁻¹	2,4 \pm 0,1 ^a	1,7 \pm 0,2 ^b	1,5 \pm 0,1 ^b
Na	mg.g ⁻¹	7,3 \pm 0,5 ^a	6,0 \pm 0,6 ^{ab}	4,8 \pm 0,2 ^b
K	mg.g ⁻¹	20,8 \pm 1,0 ^a	16,4 \pm 1,4 ^b	14,6 \pm 0,7 ^b
Mg	mg.g ⁻¹	1,3 \pm 0,2 ^a	1,2 \pm 0,2 ^a	0,8 \pm 0,1 ^a
Mn	μg.g ⁻¹	44,1 \pm 7,0 ^a	26,3 \pm 4,0 ^{ab}	15,8 \pm 1,9 ^b
Fe	μg.g ⁻¹	88,8 \pm 16,3 ^a	45,1 \pm 7,1 ^{ab}	35,0 \pm 4,6 ^b
Cu	μg.g ⁻¹	6,0 \pm 1,3 ^a	2,6 \pm 0,7 ^{ab}	0,9 \pm 0,3 ^b
Zn	μg.g ⁻¹	21,3 \pm 5,6 ^a	11,9 \pm 3,0 ^a	8,6 \pm 0,9 ^a

Valores expresados en base seca. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tiempos de muestreo. SD: sin datos. (*) Expresado como % de ST.

El análisis de correlación para los parámetros físico-químicos en el SC demostró una correlación positiva de los valores de CE con el contenido de N-NH₄⁺ ($R: 0,90$, $p \leq 0,001$; Apéndice II - Cuadro 7.9), pero una correlación negativa con el contenido de ST ($R: -0,70$, $p \leq 0,001$; Apéndice II - Cuadro 7.9). Se encontraron correlaciones positivas entre varios cationes y metales solubles en muestras del SA ($p \leq 0,01$; Apéndice II - Cuadro

7.10). Un aspecto relevante para la aplicación de residuos como enmienda del suelo es el contenido de sales solubles. La cantidad de sales solubles en los suelos afecta el complejo de intercambio, la floculación del complejo arcilla-humus, el crecimiento de las plantas y la biomasa microbiana (Burton y Turner, 2003).

4. Conclusiones

Los principales parámetros analizados en el guano mostraron diferencias significativas entre los sistemas de producción de huevos (SC y SA). El guano del SC presentó valores más elevados de pH, ST, C:N, PT, SO_4^{2-} y algunos cationes en la fracción total (K, Mg, Mn y Fe) y soluble (Cu y Zn). Además, la frecuencia de ocurrencia de algunos microorganismos fue más alta en este sistema (*Salmonella* spp., *P. aeruginosa* y *Citrobacter* spp.) y algunas distintas formas de especies parasitarias, como huevos y larvas de *Strongyloides* spp. y *A. gally* / *Heterakis* spp. Por otro lado, el guano del SA presentó valores más altos de CE, materia orgánica (SV), NT, N-NH_4^+ y algunos cationes en la fracción soluble (Ca, Mg y Mn). La concentración de *E. coli* y coliformes totales, así como también la ocurrencia de *Proteus* spp. y los ooquistes de *Eimeria* fue más frecuente en las muestras de guano del SA. Además, las variables analizadas también presentaron variabilidad temporal, aunque esta variación fue menor en el SA que en el SC. En general, las principales variables analizadas tuvieron valores más altos en las estaciones más cálidas (PV y VO). En contraste, las diferentes formas de N medidas fueron más bajas en la temporada más cálida, solo en SC. Las propiedades del guano se ven afectadas por la gestión de los residuos, el tipo de instalaciones, las condiciones dentro del galpón y el tiempo de almacenamiento. El contenido de nutrientes en el guano, en ambos sistemas de producción, fue elevado principalmente para N, P, K y Ca. Sin embargo, las altas concentraciones de Na y Zn indican que se deben considerar un manejo especial antes de su aplicación al suelo. El contenido de diferentes formas parásitas podría indicar que futuras recomendaciones de manejo del guano deben incluir este tipo de caracterización para evitar riesgos ambientales. Estos datos podrían usarse como base para desarrollar pautas sobre el manejo del guano y de esta manera, minimizar los riesgos de transferencia de contaminantes del estiércol animal al ambiente, como así también, promover sistemas de tratamiento de acuerdo a las instalaciones de las granjas y su aprovechamiento en suelos agrícolas. Para el SC, una posible estrategia podría estar orientada hacia el manejo de las condiciones dentro de los galpones de producción, donde el guano se acumula durante un período prolongado (es decir, temperatura, aireación, humedad, acceso de aves silvestres, etc.) y de esta manera, reducir las pérdidas de N y materia orgánica. Por otro lado, en el SA las recomendaciones podrían estar orientadas hacia la incorporación de sistemas de tratamiento del guano, como la digestión anaeróbica, compostaje o secado y pelletizado, ya que en estos sistemas la generación de residuos y frecuencia de extracción son elevadas. Finalmente, en este capítulo, se puso en evidencia que el conocimiento integral de las características físico-químicas, microbiológicas y parasitológicas de los residuos es el punto de partida para entender sus posibles cambios frente a la aplicación de diferentes prácticas de manejo de los mismos (incluyendo recolección, acumulación, tratamiento, distribución y reutilización en campo agrícola).

III. Capítulo 3: EVALUACIÓN COMPARATIVA DEL TRATAMIENTO AERÓBICO Y ANAERÓBICO DEL GUANO AVÍCOLA Y CARACTERIZACIÓN DE LOS PRODUCTOS DE ESTABILIZACIÓN²

1. Introducción

Actualmente, el guano que se retira de los galpones se aplica directamente en los suelos agrícolas como enmienda orgánica (Bolan et al., 2010). Sin bien, este residuo contiene nutrientes valiosos (N, P, K), también contiene EPT (As, Pb, Zn, Ni, Cd, Cu, Mn), xantófilas, antibióticos, antiprotozoarios, antioxidantes, inhibidores de moho, probióticos, fenoles policlorados, tetraclorodibenzo-p- dioxinas y hormonas (Frank et al., 1988; Jackson et al., 2003) que pueden afectar negativamente al ambiente a través de la lixiviación y la escorrentía.

Estos efectos adversos en el ambiente pueden evitarse mediante la implementación de sistemas de tratamiento biológicos, tales como compostaje (Kelleher et al., 2002; Riera et al., 2014; Rizzo et al., 2015; Young et al., 2016) y digestión anaeróbica (Abouelenien et al., 2009; Bres et al., 2018; Rodriguez-Verde et al., 2018). El compostaje minimiza la concentración de sustancias fitotóxicas, reduce los olores desagradables, controla la propagación de agentes patógenos y parásitos, como así también mejora el almacenamiento y la manipulación (Edwards y Daniel, 1992).

La calidad del compost puede tener un impacto positivo o negativo tanto en la fertilidad del suelo como en la sanidad vegetal. La reducción de las cargas orgánicas durante el proceso de compostaje depende de varios factores de manejo, antes y durante del proceso de degradación aeróbica, tales como aireación, contenido de humedad, temperatura y relación C:N (Ogunwande et al., 2008). La relación C:N inicial es un parámetro clave para corregir al inicio del proceso de compostaje, siendo la relación ideal 25-35:1. Una elevada relación C:N retarda el proceso de compostaje (Tuomela et al., 2000), mientras que una baja relación genera una mayor emisión de gases volátiles y lixiviados (Tiquia y Tam, 2000a, 2000b). El guano contiene una baja relación C:N y por lo tanto, el proceso de degradación puede mejorarse agregando materiales ricos en carbono (co-sustratos) (Petric et al., 2009). El co-compostaje del guano con otros desechos agrícolas mejora las características físico-químicas y reduce la fitotoxicidad (Rizzo et al., 2015), como así también permite potenciar y gestionar una mejor utilización de otros residuos locales generando valor agregado. La calidad del compost dependerá de la naturaleza de los residuos a degradar y del manejo, como se detalló en el Capítulo Introductorio.

² Artículos publicados:

- 1) Young B.J., Rizzo P.F., Riera N.I., Della Torre V., López V.A., Molina C.D., Fernández F.E., Crespo D., Barrena R., Komilis D., y Sánchez A., 2016. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Management* 54, 101-109.
- 2) Rizzo, P. F., Della Torre, V., Riera, N. I., Crespo, D., Barrena, R., y Sánchez, A. 2015. Co-composting of poultry manure with other agricultural wastes: process performance and compost horticultural use. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17(1), 42-50.
- 3) Riera, N.; Della Torre, V.; Rizzo, P.; Butti, M.; Bressan, F.; Zarate, N.; Weigandt C. y Crespo, D. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad Nacional de Cuyo. Rev. FCA UNCUYO*. 2014. 46(1): 195-203. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665.

Los sistemas de compostaje pueden ser con y sin remoción de la mezcla de residuos. El sistema con remoción se puede realizar de manera manual o mecánica, donde la incorporación del aire se lleva adelante a través de volteos frecuentes de la mezcla. Mientras que el compostaje sin remoción o estático emplea dos métodos de aireación: la forzada mediante compresión del aire y la natural o pasiva (Ogunwande, 2011; Sánchez et al., 2016). La aireación pasiva es un sistema de tratamiento económico y efectivo para el co-compostaje del guano, según Ogunwande y Osunade (2011), y es más rentable que los sistemas de aireación activos en términos de inversión de capital inicial, operación, mantenimiento, y costos de capacitación del operador (Solano et al., 2001).

Por otro lado, la co-digestión anaeróbica del guano, al igual que el compostaje, permite reducir el contenido de materia orgánica y generar un recurso energético renovable, como lo es el biogás, y un material digerido que potencialmente puede ser utilizado como enmienda orgánica para suelos (Bres et al., 2018; Kelleher et al., 2002).

Los procesos biológicos de compostaje y de digestión anaeróbica deben ser monitoreados mediante pruebas de biodegradabilidad, bajo condiciones controladas de laboratorio. Estas pruebas permiten evaluar la tasa y el grado de estabilidad de la materia orgánica biodegradable, como así también evaluar la efectividad de los procesos de estabilización de la materia orgánica (Ponsá et al., 2010).

La biodegradabilidad aeróbica puede determinarse mediante equipos respirométricos estáticos (Apartado 1.2.1), mientras que la biodegradabilidad anaeróbica es comúnmente evaluada mediante un ensayo llamado Potencial Bioquímico Metanogénico (PBM) (Apartado 1.2.2), descriptos ambos en el Capítulo Introductorio. El Índice Respirométrico Estático (IRE) permite medir el consumo de O_2 por g MO, mientras que el ensayo PBM permite determinar la máxima cantidad de metano producido por gramo de biomasa y la cinética de producción (Lesteur et al., 2010).

Otra manera de evaluar la performance de procesos de estabilización de residuos es mediante parámetros de madurez, que se basan principalmente en la evaluación de la toxicidad. El uso de pruebas de toxicidad en organismos acuáticos y terrestres permite la evaluación integral de los residuos antes de su disposición en el ambiente. Varios autores han informado toxicidad aguda en varios organismos expuestos a residuos crudos (Gupta et al., 1997; Gupta y Kelly, 1992) y compostados (Komilis y Tziouvaras, 2009). *Daphnia magna* es un crustáceo de agua dulce que presenta una adecuada sensibilidad para evaluar la toxicidad de lixiviados de rellenos sanitarios (Matejczyk et al., 2011; Pablos et al., 2011), residuos peligrosos (Pablos et al., 2009) y lixiviados de residuos sólidos municipales (Bortolotto et al., 2009; Isidori et al., 2003). Lechuga (*Lactuca sativa*) y rabanito (*Raphanus sativus*) son dos especies hortícolas, ampliamente utilizadas para evaluar toxicidad de muestras de diverso origen, tales como residuos, compost o digeridos (Alvarenga et al., 2007; Rizzo et al., 2015; Young et al., 2012; Young et al., 2016; Zucconi, 1981). El índice de germinación (IG) y el índice de crecimiento relativo (ICR) son los índices de fitotoxicidad comúnmente utilizados para determinar efectos adversos sobre la germinación y la elongación de la radícula. Sin embargo, estos índices presentan ciertas limitaciones cuando el material presenta alta toxicidad debido a que solo pueden ser aplicados en una única concentración (Young et al., 2016). En la literatura científica, diversos autores utilizan el IG y el ICR para evaluar toxicidad de muestras sin diluir (concentración al 100%). Por lo tanto, es necesario desarrollar nuevos índices de fitotoxicidad que permitan determinar el grado de toxicidad en una curva concentración-respuesta.

Por otro lado, la aplicación agrícola de residuos tratados (compost o materiales digeridos anaeróbicamente) presentan ventajas, en comparación con los residuos sin tratamiento previo, tales como una mayor estabilidad microbiológica, aumento del N estable (reducción de la tasa de mineralización) y mejores condiciones de bioseguridad (Al Seadi, 2001; Holm-Nielsen et al., 2009; Mortola et al., 2019). Un uso alternativo para la utilización de compost es su uso para la remediación de suelos contaminados (Branzini et al., 2009; Branzini y Zubillaga, 2012; Zubillaga et al., 2012).

Si bien existen diversos estudios que han evaluado tecnologías de tratamiento biológico del guano, existen pocos estudios que comparen distintas tecnologías de estabilización de este residuo y que evalúen, comparativamente, distintos sistemas de compostaje, la utilización de diferentes co-sustratos y estructurantes, comparando las características de los materiales obtenidos y la toxicidad de los mismos. De ésta manera, el objetivo general del presente capítulo fue evaluar de manera integral diferentes métodos de tratamiento del guano para su posterior valorización. Por ello, los objetivos específicos del presente capítulo fueron: 1) identificar y caracterizar otros residuos orgánicos presentes en las zonas de producción avícola que puedan ser incorporados al tratamiento biológico del guano, utilizados como co-sustratos y/o estructurantes; 2) evaluar la efectividad de dos sistemas de compostaje de guano (con y sin volteo); 3) evaluar el grado de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano; 4) desarrollar índices de fitotoxicidad para muestras de guano crudo y tratados y evaluar la correlación de variables ecotoxicológicas y parámetros físico-químicos.

2. Materiales y métodos

2.1 Estrategia experimental

Para alcanzar los objetivos planteados en el presente capítulo, se han llevado a cabo 4 experimentos. Todos ellos se desarrollaron en la Unidad Demostrativa de Tratamiento de Residuos, perteneciente al Laboratorio de Transformación de Residuos (IMyZA CICVyA INTA Castelar) (Fig. 7.4 – Apéndice III).

Las características climáticas del sitio donde se desarrollaron los experimentos, INTA Castelar, se detallaron en el Cuadro 7.5 (Apéndice II) del capítulo anterior (promedios anuales de parámetros climáticos del período 1961-2010, sitio de muestreo: Hurlingham).

2.1.1 *Experimento I. Evaluación del proceso de compostaje de distintas mezclas de guano con residuos agrícolas-forestales (marlo, aserrín y viruta), con remoción (pilas con volteo manual)*

El guano se obtuvo de galpones con sistema automatizado (SA) de gallinas ponedoras, provenientes de una granja ubicada en la Localidad de Mercedes, Bs.As. (34°42'43.18'' S; 59°31'19.91'' O). Como se mencionó anteriormente, el experimento se llevó a cabo en INTA Castelar. Los datos climáticos de la zona durante los 83 días del ensayo fueron

registrados por la Estación Agrometeorológica de INTA Castelar, con temperatura media de 11,6 °C, temperatura mínima de 6,6 °C, temperatura máxima de 16,7 °C y precipitación acumulada de 216,3 mm.

Se evaluaron otros residuos provenientes de la misma zona: marlos pelados de maíz (enteros), aserrín y viruta de madera. Dichos residuos fueron evaluados como co-sustratos para compostar el guano. De esta manera, se evaluaron 2 mezclas de residuos a compostar con distinta composición volumétrica (v/v): Tratamiento 1 (T1) contenían 40% guano, 20% marlo, 20% aserrín y 20% viruta (C:N inicial = 23,5), mientras que el tratamiento 2 (T2) contenía 60% guano, 20% marlo y 20% aserrín (C:N inicial = 14,4; Cuadro 3.4). En cuanto a la relación C:N inicial del T1, la misma fue cercana al valor óptimo para iniciar el proceso de compostaje. Sin embargo, el T2 presentó una C:N menor a la óptima pero su evaluación se justifica porque un 60% de guano es el porcentaje mínimo que un productor avícola está dispuesto a tratar sin que el costo de la incorporación de co-sustratos comprometa la implementación de esta tecnología (Crespo, 2004). Las mezclas de residuos, al inicio del experimento, se homogeneizaron usando un mezclador mecánico. Se utilizó un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA) conformado por 2 tratamientos (mezclas). Cada tratamiento se realizó utilizando tres réplicas, armando pilas de 2 m³ cada una. Cada pila de compostaje se utilizó como unidad experimental (UE) ($n = 6$ pilas). El proceso de compostaje duró 83 días (Fig. 3.1). Las pilas de compostaje se voltearon manualmente cada 3 días durante la primera fase de descomposición activa del proceso y, cada 5 días cuando la temperatura interna de la pila alcanzó la temperatura ambiente (etapa de maduración). El contenido de humedad se mantuvo mediante riego y teniendo en cuenta los aportes de agua de lluvia. Se registraron los valores de temperatura ambiente y precipitación durante el período del experimento, a través de la estación meteorológica de INTA Castelar. Se tomaron muestras semanalmente (0, 6, 13, 21, 27, 34, 41, 48, 55, 62, 69, 76 y 83 días) de cada pila de compostaje en tres ubicaciones diferentes (alícuotas). Posteriormente, se homogenizó el material extraído, hasta obtener una submuestra representativa de 1 kg por pila ($n = 78$), de acuerdo a especificaciones estandarizadas (USDA y USCC, 2001). Es decir, de cada pila se tomó una submuestra compuesta, dando un total de 3 submuestras para cada tratamiento en cada momento de muestreo. Las muestras se mantuvieron a 4 ± 1 °C hasta el momento de su análisis. Los parámetros analizados se detallan en el Cuadro 3.1.



Figura 3.1. a) Experimento I al inicio, b) Experimento I al final del ensayo.

2.1.2 *Experimento II. Evaluación del proceso de compostaje de mezclas de diferentes residuos avícolas (guano y cama de pollo parrillero), con remoción (pilas con volteo manual)*

El guano fue extraído de galpones automatizados (SA) pertenecientes al mismo establecimiento productivo del Experimento I. Se utilizaron otros residuos orgánicos, como co-sustratos, disponibles en la misma zona productiva: cama de pollo para engorde (parrilleros), cama de equinos (compuesta por viruta y estiércol) y aserrín. Como se mencionó anteriormente, el experimento se llevó a cabo en INTA Castelar. Los datos climáticos de la zona durante los 112 días del ensayo fueron registrados por la Estación Agrometeorológica de INTA Castelar, con temperatura media de 15 °C, temperatura mínima de 10,4 °C, temperatura máxima de 21,4 °C y precipitación acumulada de 110,9 mm.

Se evaluaron 2 mezclas de residuos a compostar con distinta composición volumétrica (v/v): Tratamiento A (TA) contenía 56% de guano, 25% de cama de pollo y 19% de cama de equinos, mientras que el Tratamiento B (TB) contenía inicialmente 57% de guano, 13% de cama de pollo y 30% de aserrín. El tratamiento A (C:N inicial = 13) presentó un % mayor de residuos avícolas (guano de aves ponedores + cama de pollo) que el tratamiento B (C:N inicial = 14), siendo 81 y 70 %, respectivamente. Si bien, las mezclas iniciales no presentaban la relación C:N óptima, las mezclas evaluadas se diagramaron en base a resultados preliminares de encuestas a productores avícolas realizados por Sepulcri et al. (2018), los cuales informaron que una de las principales limitaciones para llevar a cabo el compostaje de guano era la disponibilidad de otros residuos para su utilización como co-sustratos. Por otro lado, los autores reportaron la cercanía geográfica de estas producciones y la problemática de gestión de residuos que ambas conllevan en áreas periurbanas.

Los tratamientos se llevaron a cabo bajo un Diseño Completamente Aleatorizado (DCA) con 4 réplicas cada uno (pilas de compostaje) y mediciones repetidas en el tiempo. Cada pila de compostaje se utilizó como unidad experimental (UE) ($n = 8$ pilas). Al inicio del ensayo, los residuos que conformaban los dos tratamientos fueron mezclados manualmente hasta obtener una adecuada homogenización. Con estas mezclas se construyeron 4 pilas de 2 m³ cada una, para cada tratamiento. La aireación se proporcionó mediante volteos manuales cada 3-5 días, dependiendo de la temperatura alcanzada (Fig. 3.2). La humedad se mantuvo entre 55-65 % y la hidratación de las pilas fue realizada mediante riegos durante los volteos. El ensayo tuvo una duración total de 112 días. Se tomaron muestras en 13 momentos del proceso de compostaje (0, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70, 77 y 112 días) en cada pila, en tres ubicaciones diferentes (alícuotas). Posteriormente, se homogenizó el material extraído, hasta obtener una submuestra representativa de 1 kg por pila ($n = 104$), de acuerdo a especificaciones estandarizadas (USDA y USCC, 2001). De cada pila se tomó una submuestra compuesta, dando un total de 4 submuestras para cada tratamiento en cada momento de muestreo. Las muestras se mantuvieron a 4 ± 1 °C hasta el momento de su análisis. Los parámetros analizados se detallan en el Cuadro 3.1.



Figura 3.2. Pilas de compostaje del experimento II.

2.1.3 Experimento III. Evaluación del sistema de compostaje sin remoción, con aireación natural o pasiva (pilas estáticas)

El guano se recolectó en una granja automatizada (SA), ubicada en el Partido de Hurlingham, Bs.As. Como se mencionó anteriormente, el experimento se llevó a cabo en INTA Castelar. Los datos climáticos de la zona durante los 92 días del ensayo fueron registrados por la Estación Agrometeorológica de INTA Castelar, con temperatura media de 23,5 °C, temperatura mínima de 17,4 °C, temperatura máxima de 28,1 °C y precipitación acumulada de 505,2 mm.

Se construyeron 6 pilas de compostaje de 2 m³ mezclando 70% guano con 30% pasto seco (v/v) (C:N inicial = 25:1). Además, se agregó poda chipiada como agente estructurante. Se utilizaron pilas estáticas con un sistema de aireación pasiva, las cuales presentaban tuberías configuradas en forma de V como método de compostaje, de acuerdo a recomendaciones de Ogunwande (2011). Las tuberías contenían perforaciones de 35 mm de diámetro, según lo recomendado por Ogunwande y Osunade (2011) (Fig. 3.3).



Figura 3.3. a) Experimento III al inicio, b) Experimento III al final del ensayo.

El diseño experimental consistió en un Diseño Completamente Aleatorizado (DCA) con 6 pilas de compostaje ($n = 6$) y mediciones repetidas en el tiempo. Cada pila de compostaje se utilizó como unidad experimental (UE) ($n = 6$ pilas). Se realizó un

muestreo en cada pila a los 0, 14, 56 y 92 días ($n = 24$), de acuerdo con especificaciones estandarizadas (USDA y USCC, 2001). De cada pila se extrajeron 3 alícuotas, se las mezclaron y se obtuvieron 3 submuestras. Cada submuestra se mantuvo a 4 ± 1 °C hasta el momento de su análisis. Los parámetros analizados se detallan en el Cuadro 3.1. Se implementó esta estrategia ya que, experiencias previas demostraron gran variabilidad dentro de una misma UE. De esta manera, se realizaron los análisis físico-químicos y microbiológicos por triplicado para cada submuestra y se utilizaron los promedios para el análisis estadístico y de correlación. En el Apéndice III (Fig. 7.5) se detalla un esquema del procedimiento implementado.

Como variables de monitoreo del proceso de compostaje, al igual que en los Experimentos I y II, se registraron la temperatura de las pilas y el contenido de humedad de las mismas.

2.1.4 Experimento IV. Comparación de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica de guano y evaluación de nuevos índices de toxicidad

I. Ensayo de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano

El guano se recolectó en una granja automatizada (SA), ubicada en el Partido de Hurlingham, Bs.As. El mismo fue mezclado y homogeneizado, descartando plumas y partículas gruesas e inorgánicas como piedras, se cuarteo la muestra y se fraccionó en tres réplicas para su caracterización físico-química.

Para evaluar la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica, a escala de laboratorio, se requirió diseñar y/o construir reactores específicos para esta función.

I.1 Biodegradabilidad Aeróbica

Para el test de biodegradabilidad aeróbica se adaptó un respirómetro estático (en *batch*, con medición a través de un sensor electrolítico) (Barrena Gómez, 2006). La Fig. 1.4 del Capítulo Introductorio muestra el equipamiento construido por el Laboratorio de Transformación de los Residuos (IMYZA-INTA Castelar). Se utilizó un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA) con 15 reactores aeróbicos ($n = 15$). En el respirómetro se incubaron las muestras de guano (250 mL de muestra sólida) en 15 reactores de vidrio de 500 mL acondicionados a 35 ± 1 °C. A cada reactor se le inyectó aire durante todo el período de incubación, mediante un compresor para asegurar las condiciones aeróbicas durante todo el proceso (caudal de aire: 55-60 mL.min⁻¹). El ensayo tuvo una duración total de 48 días y se midió el consumo de O₂ para determinar el IRE (Índice Respirométrico Estático), en 5 tiempos de muestreos por triplicado (0, 10, 20, 30 y 48 días del inicio del ensayo, $n = 15$), según recomendaciones de Barrena Gómez (2006). El ensayo contó con muestras destructivas, es decir, que por cada tiempo de muestreo que se analizó el IRE, se eliminaron 3 réplicas (reactores). Por otro lado, al inicio y final del ensayo se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos:

materia orgánica (MO), Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) y la demanda química de oxígeno (DQO) de acuerdo a recomendaciones estandarizadas, como se detallan en el apartado 2.2 de este capítulo. Para la caracterización inicial del guano se midió de DQO soluble y Carbono soluble (CS), como indicadores del contenido de MO fácilmente biodegradable.

1.2 Biodegradabilidad Anaeróbica

Para determinar la biodegradación anaeróbica del guano se realizó un ensayo de Potencial Bioquímico Metanogénico (PBM). El mismo permite determinar la generación de biogás y metano de un residuo bajo condiciones controladas. El ensayo se realizó en 6 reactores anaeróbicos ($n = 6$) diseñados en el Laboratorio de Transformación de Residuos (IMyZA INTA Castelar), siguiendo la metodología propuesta por Bres (2019).

Se utilizó un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA) con 6 reactores anaeróbicos ($n = 6$) y mediciones repetidas en el tiempo. Se evaluaron dos tratamientos por triplicado: inóculo líquido solo (Control) e inóculo líquido + guano (Guano) ($n = 6$). Se emplearon como reactores, frascos de vidrio con una capacidad total de 560 mL, de los cuales 336 mL fueron el volumen efectivo (inóculo líquido + sustrato) y 224 mL de espacio de cabeza (*headspace*), que es el espacio donde se acumuló el biogás generado. La presión generada por el biogás en el *headspace* se midió mediante un manómetro y la composición del biogás (CH_4 y CO_2) se determinó por cromatografía gaseosa. La frecuencia del muestreo dependió de la presión en el *headspace*. Se consideró como valor mínimo 0,1 bares y como valor máximo 1 bar para realizar la medición cromatográfica. El valor mínimo de presión es requerido para realizar una barrida segura por la columna cromatográfica y el valor máximo es para evitar posibles fugas y ruptura del recipiente por sobrepresión. Una vez medido el volumen de biogás y CH_4 , el reactor fue despresurizado hasta alcanzar la presión atmosférica, reestableciendo las condiciones apropiadas para la acumulación de biogás (Bres, 2019). Los reactores se acondicionaron durante el período de incubación en una estufa de cultivo a temperatura controlada de $35 \pm 1^\circ\text{C}$. En la Fig. 3.4 se muestra el diseño de los reactores anaeróbicos y el procedimiento para la medición del biogás y metano.

Se utilizó un inóculo anaeróbico de tipo granular activo con una Actividad Metanogénica Específica (AME) de 0,18 g DQO g SSV. d^{-1} . La relación entre el sustrato (guano) y el inóculo (S/I) utilizada para el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica fue de 0,4 g SV.g SSV $^{-1}$. Se utilizó esta relación ya que fue la óptima encontrada para ensayos de biodegradabilidad anaeróbica del guano, de acuerdo trabajos previos realizados por Bres (2019). El tratamiento control consistió en el agregado del inóculo sin el sustrato, bajo las mismas condiciones ambientales que las muestras. El control fue llevado a cabo para restar la producción de metano del inóculo a la producción de metano de la muestra de guano. El ensayo tuvo una duración total de 48 días, se realizaron triplicados y cada reactor fue agitado orbitalmente (100 rpm) durante 20 min dos veces por día.

Además, se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos, al inicio y final del ensayo: MO (como SV), NKT y DQO de acuerdo a recomendaciones estandarizadas, como se detallan en el apartado 2.2 de este capítulo. Para la caracterización inicial del

guano se midió de DQO soluble y CS, como indicadores del contenido de MO fácilmente biodegradable.

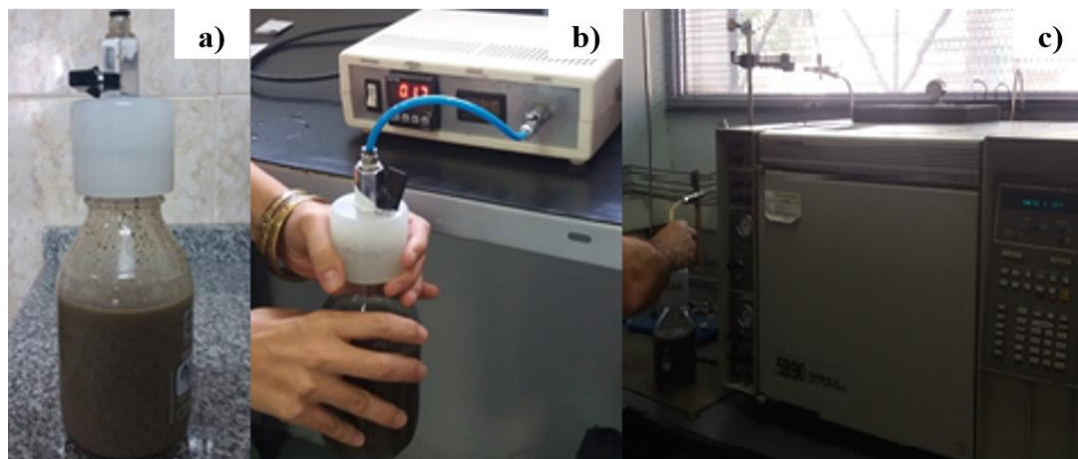


Figura 3.4. Sistema de reactores utilizado para los ensayos de PBM; a) Reactor con tapa rotomoldeada de polipropileno y llave esférica; b) Apertura de la válvula y medición del biogás por transductor de presión; c) Medición de metano (CH_4) por cromatografía, utilizando muestreador de gases (Bres, 2019).

II. Ensayo de evaluación de toxicidad en muestras de compost

Para evaluar la toxicidad y los nuevos índices de fitotoxicidad que se proponen en éste ensayo, se utilizaron las muestras de los 4 muestreos del Experimento III, es decir que se utilizó un diseño experimental completamente aleatorizado (DCA) con 6 pilas de compostaje ($n = 6$) y mediciones repetidas en el tiempo. Cada pila de compostaje fue considerada una unidad experimental (UE) ($n = 6$ pilas). Se realizó un muestreo en cada pila a los 0, 14, 56 y 92 días ($n = 24$), como se detalló en el apartado 2.1.3. Para cada submuestra extraída, proveniente de una UE y tiempo de muestreo, se generó un extracto acuoso (100%). Los extractos acuosos se prepararon mezclando una muestra seca con agua destilada (1:10 p/v) para simular la fracción soluble de residuos o compost, que es liberada al ambiente a través de procesos de lixiviación o escorrentía. Estos extractos acuosos (100%) se agitaron a temperatura ambiente ($23 \pm 2^\circ\text{C}$) y se filtraron, según el procedimiento descrito por Tiquia et al. (1996). Como organismos de prueba se utilizaron semillas de dos especies de plantas (lechuga y rabanito) y un crustáceo acuático (*Daphnia magna*). En el Apéndice III (Fig. 7.6) se detalla resumidamente un esquema de la obtención de muestras de compost en el experimento III y la preparación de los extractos necesarios para los test de toxicidad (*L. sativa*, *R. sativus* y *D. magna*).

II.1 Bioensayo de toxicidad sobre *Daphnia magna*

El microcrustáceo acuático *D. magna* fue multiplicado en el sector de ecotoxicología (Laboratorio de Transformación de Residuos, IMyZA, INTA). La población de dafnias se alimentó 3-4 veces por semana con una mezcla de varias especies de algas, en

condiciones ambientales controladas ($23 \pm 2^\circ\text{C}$ y 16 hs de luz: 8 hs de oscuridad). Las dafnias se mantuvieron en recipientes de vidrio con agua de pozo clorada y aireada previamente ($\text{pH} = 8,1 \pm 0,3$; $\text{CE} = 642 \pm 24 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) como medio adecuadamente apto para su multiplicación, de acuerdo a Young et al. (2016).

Para evaluar la toxicidad aguda de los extractos de compost se realizaron por triplicado la prueba de inmovilización de *Daphnia* (USEPA, 1996). Al igual que en los bioensayos con semillas, se utilizaron las muestras obtenidas en el Experimento III y se utilizó un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA), que consistió en 10 tratamientos (concentraciones) para las 6 pilas de compostaje y los 4 tiempos de muestreo ($n = 240$), donde se aplicaron los mismos procedimientos estadísticos descriptos en el apartado 2.3 de este capítulo. Las concentraciones de extracto utilizadas en esta prueba variaron de 0,1% a 80% v/v (0,1; 1; 4; 8; 15; 25; 40; 60 y 80%), y un control negativo (0%). Diez neonatos con menos de 24 hs de eclosión fueron expuestos durante 48 hs, en un medio que contenía 30 mL de cada una de las nueve concentraciones del extracto o agua en el tratamiento control. Se utilizaron un total de 7200 individuos en estos experimentos. Los puntos finales de toxicidad evaluados fueron la concentración efectiva 50 (CE_{50})³, la concentración de efecto no observado (NOEC) y la concentración de efecto observado más baja (LOEC).

Los controles de calidad utilizados fueron la inmovilización por debajo del 10% en controles negativos y se utilizó Cr (dicromato de potasio) como tóxico de referencia en los controles positivos. Las concentraciones de dicromato de potasio en cada control positivo fueron: 0,1; 0,2; 0,3; 0,4 y 0,5 mg $\text{Cr}\cdot\text{L}^{-1}$.

II.2 Bioensayo de toxicidad sobre semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) y rabanito (*Raphanus sativus*)

Se emplearon semillas no tratadas químicamente de las especies *L. sativa* variedad “Carilauquen INTA” (Origen EEA La Consulta INTA Mendoza) y *R. sativus* variedad “Puntas blancas” (Origen EEA San Juan). Las semillas se almacenaron en un ambiente seco a $4 \pm 1^\circ\text{C}$ hasta el momento del inicio de los ensayos.

Las semillas de las especies empleadas fueron sometidas a pruebas de germinación y elongación de la radícula. Las mismas se llevaron a cabo a $22 \pm 2^\circ\text{C}$ en oscuridad durante 120 hs, de acuerdo con protocolos estandarizados (Sobrero y Ronco, 2004). El diseño experimental consistió en 10 tratamientos (es decir, 9 concentraciones diferentes de los extractos acuosos más el control) por pila de compostaje y por tiempo de muestreo ($n = 240$), utilizando triplicados para cada concentración de extracto. Las concentraciones de extractos utilizadas en las pruebas variaron de 0,5% a 100% v/v (0,5; 1; 5; 10; 20; 40; 60; 80 y 100%). Se utilizó agua destilada como control negativo y soluciones de cloruro de zinc como control positivo. El Zn (cloruro de zinc) se utilizó como tóxico de referencia en los controles positivos (control de sensibilidad). Las concentraciones de cloruro de zinc en cada control positivo fueron: 18,75; 37,5; 75; 150 y 300 mg de $\text{Zn}\cdot\text{L}^{-1}$.

³ La CE_{50} es la concentración, calculada estadísticamente, de una sustancia en el medio, que produce un determinado efecto en el 50% de los organismos de experimentación de una población determinada, bajo condiciones ambientales definidas (Young et al., 2016).

Se realizaron un total de 15 pruebas con lechuga y rabanito. Quince semillas de cada especie (rabanito y lechuga) se expusieron a 4 mL de cada una de las nueve concentraciones de extracto y agua de control en placas de Petri de 90 mm de diámetro, las cuales contenían papel de filtro (Munktell AB Box 300, SE-790 20 GRYCKSBO, Suecia). Se usaron un total de 10800 semillas de cada especie en estos experimentos. Los parámetros utilizados como controles de calidad fueron el porcentaje de germinación superior al 90% y el coeficiente de variación para la elongación de la raíz por debajo del 30%, en los controles negativos.

Los puntos finales de toxicidad evaluados fueron la germinación de las semillas y la elongación de la raíz (índice de crecimiento relativo [ICR], índice de germinación [IG], concentración de inhibitoria 50 [CI50], concentración de efecto no observado [NOEC] y la concentración de efecto observado más baja [LOEC]). En caso de observarse alteraciones en la germinación y en el desarrollo normal de las plántulas, las mismas fueron registradas.

La longitud de elongación de la raíz se utilizó para calcular el ICR (Ec. 3.1) (Alvarenga et al., 2007). Los valores de ICR entre 0 y 0,8 se clasifican como efectos inhibitorios de la elongación de la raíz (I), valores mayores que 0,8 y menores que 1,2 como efecto no significativo (NS) y valores mayores que 1,2 como estimulación de la elongación de la raíz (E) (Young et al., 2012). El número de semillas germinadas y la longitud de elongación de la raíz se usaron para calcular el IG (Ec. 3.2) (Zucconi, 1981). Se consideró que los valores IG inferiores al 80% indicaban inhibición (Tiquia et al., 1996).

$$ICR = \frac{LRM}{LRC} \quad \text{Ecuación 3.1}$$

$$IG (\%) = \frac{LRM}{LRC} \times \frac{NSG}{NSC} \times 100 \quad \text{Ecuación 3.2}$$

Dónde LRM es la longitud de la raíz de la muestra, LRC es la longitud de la raíz del tratamiento control, NSG es el número de semillas germinadas en la muestra y NSC es el número de semillas germinadas en el tratamiento control.

Los puntos finales de toxicidad (CI50, NOEC y LOEC) se calcularon a partir de las curvas dosis/respuesta obtenidas en los ensayos de toxicidad.

II.3 Desarrollo de nuevos índices de fitotoxicidad

En el presente ensayo se propuso evaluar dos índices para muestras con elevada toxicidad, es decir aquellas que presentan efectos inhibitorios del IG e ICR. Estos índices se expresan en término de concentración del extracto acuoso del compost y permiten evaluar la madurez del guano durante el proceso de compostaje de una manera sencilla. La concentración de extracto más baja donde se encuentran efectos inhibitorios en la elongación de la raíz (ICR = 0,8) se denominó como CICR0,8. Por otro lado, la concentración de extracto más baja para obtener una respuesta del 80% en el IG fue denominada como CIG80%. De esta forma, CICR0,8 y CIG80% son nuevos índices de fitotoxicidad (Young et al., 2016). Estos índices fueron evaluados con distintos tipos de muestras (Experimentos I y II), como lo describen Young et al. (2016).

Los valores de los índices de fitotoxicidad (CICR0,8 e CIG80%) fueron diferenciados en dos categorías de acuerdo a los efectos toxicológicos observados:

- Efectos inhibitorios: $\leq 100\%$ (aquellos cuyo valor de corte de la concentración acuosa del extracto de compost sea $\leq 100\%$)
- Efectos no inhibitorios: $> 100\%$ (aquellos cuyo valor de corte de la concentración acuosa del extracto de compost sea $> 100\%$)

2.2 Metodología de análisis

A continuación, se detallan los parámetros de análisis comunes a todos los experimentos en función de la matriz que se evaluó, es decir la fracción sólida (residuos y compost), líquida (contenido de reactores anaeróbicos) y gaseosa (biogás):

2.2.1 *Análisis de la fracción sólida: residuos crudos (guano, co-sustratos) y compost*

Durante el desarrollo del proceso de compostaje se midió, como variable de funcionamiento del proceso, la temperatura de las pilas y la ambiental. La temperatura de la pila se registró diariamente en 3 puntos distintos, utilizando termómetros de contacto digitales Pt100 de alta precisión de 1 m de largo.

Para la caracterización físico-química tanto de los residuos crudos (guano y co-sustratos), como de los productos obtenidos en las fases intermedias y finales de los tratamientos evaluados (compost), se analizaron parámetros comunes a todos los experimentos, de acuerdo a métodos estandarizados (USDA y USCC, 2001), como se detalla en el Cuadro 3.1. Además, se detallan otros parámetros particulares que se analizaron en los Experimentos I, II, III y IV, de acuerdo a los objetivos específicos de cada uno de ellos y al momento en que se desarrollaron durante éste período de formación académica (Cuadro 3.1). En los Cuadros 3.2 y 3.3 se detallan los métodos analíticos empleados, las particularidades de los mismos y la referencia bibliográfica para cada parámetro analizado. El detalle de los métodos fue descrito en el apartado 2.3 del capítulo anterior.

Cuadro 3.1. Parámetros comunes y particulares analizados en guano y compost de los Experimentos I, II, III y IV.

Parámetros comunes para los cuatro Experimentos			
pH, conductividad eléctrica (CE), materia seca (MS), materia orgánica (MO) o sólidos volátiles (SV), humedad (%), carbono orgánico total (COT), carbono soluble (CS), relación carbono : nitrógeno (C:N), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), contenido de nitrato (N-NO_3^-) y nitrógeno Kjeldahl total (NT).			
Parámetros particulares para cada Experimento			
Experimento I	Experimento II	Experimento III	Experimento IV
Densidad (Dap), fósforo total (PT), fósforo soluble (PS), cationes mayoritarios totales (Ca, Mg, K, Na) metales pesados totales (Zn, Mn, Cu), Cenizas (%), MO perdida (%), N perdido (%), actividad enzimática de lacasa (AEL), IRE, IG_L (índice de germinación de <i>L. sativa</i>), IG_R (índice de germinación de <i>R. sativus</i>), ICR_L (índice de crecimiento relativo de <i>L. sativa</i>) e ICR_R (índice de crecimiento relativo de <i>R. sativus</i>).	Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC).	PT, PS, cationes mayoritarios totales (Ca, Mg, K, Na) metales pesados totales (Zn, Mn, Cu), % Cen, MO perdida (%), N perdido (%), IRE, IG e ICR, coliformes totales, <i>E. coli</i> y <i>Salmonella</i> spp.	MO perdida (%), N perdido (%), IRE, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO soluble), índice de biodegradabilidad (IB %).

Cuadro 3.2. Métodos analíticos empleados, detalles de los mismos y referencias bibliográficas de cada parámetro analizado (Primera parte).

Parámetro	Detalles	Método	Referencia
pH	Relación muestra húmeda:H ₂ O = 1:10.	Método potenciométrico (TMECC 04.11 ELECTROMETRIC pH DETERMINATIONS).	USDA y USCC (2001)
CE	Relación muestra húmeda:H ₂ O = 1:10.	Método electrométrico (TMECC 04.10 ELECTRICAL CONDUCTIVITY).	USDA y USCC (2001)
MS y Humedad (% bs)	Secado de la muestra húmeda hasta peso constante a 70 ± 5 °C.	Método gravimétrico por pérdida de masa mediante secado (TMECC 03.09 TOTAL SOLIDS AND MOISTURE).	USDA y USCC (2001)
MO o SV	Calcinación de la muestra seca hasta peso constante a 550 ± 50 °C.	Método gravimétrico por pérdida de masa mediante calcinación (TMECC 05.07 ORGANIC MATTER).	USDA y USCC (2001)
Cenizas	Calcinación de la muestra seca hasta peso constante a 550 ± 50 °C.	Método gravimétrico por pérdida de masa mediante calcinación (TMECC 03.02 ASH).	USDA y USCC (2001)
COT	Calcinación de la muestra seca hasta peso constante a 550 ± 50 °C (calculado a partir del contenido de MO).	Método gravimétrico por pérdida de masa mediante calcinación (TMECC 05.07 ORGANIC MATTER).	USDA y USCC (2001)
CS o DQO soluble	Oxidación química de los componentes del extracto acuoso (1:10) susceptibles a la oxidación, con una mezcla fuertemente oxidante y caliente (solución sulfocrómica a 150°C). La cuantificación es mediante un espectrofotómetro UV visible.	Técnica de determinación para la determinación de carbono soluble de compost derivada de las técnicas para la determinación de DQO y carbono orgánico de suelos (Walkley-Black).	APHA (1992); Hue y Liu (1995)
C:N	Relación calculada a partir del contenido de C y N (peso seco).	Relación Carbono : Nitrógeno (TMECC 05.02 INDICATOR RATIOS).	USDA y USCC (2001)
N-NH ₄ ⁺	Generación de un extracto de la muestra húmeda con una solución de KCl (2 mol.L ⁻¹) y posterior determinación.	Método de extracción con una solución de KCl, destilación con MgO y titulación (Método de destilación de Bremer).	USDA y USCC (2001)
NKj	Digestión de la muestra húmeda y posterior determinación.	Método de digestión Kjeldahl, destilación de amoníaco y titulación.	USDA y USCC (2001)
N-NO ₃ ⁻	Generación de un extracto de la muestra húmeda con una solución de KCl (2 mol.L ⁻¹) y posterior determinación.	Método de extracción con una solución de KCl, destilación con Aleación Devarda y titulación (Método de destilación de Bremer).	Bremer (1965)

Cuadro 3.3. Métodos analíticos empleados, detalles de los mismos y referencias bibliográficas de cada parámetro analizado (Segunda parte).

Parámetro	Detalles	Método	Referencia
Dap	Medición de muestra húmeda en vaso de precipitados de 2 L.	Densidad (p/v) (TMECC 03.03 BULK DENSITY).	USDA y USCC (2001)
PT	Digestión por microondas de muestra seca y molida.	Método digestión y cuantificación de P mediante el método del ácido ascórbico.	APHA (1992)
PS	Preparación de un extracto de muestras secas y molidas mezclando una porción con solución de fluoruro de amonio 0,03 mol.L ⁻¹ y ácido clorhídrico 0,025 mol.L ⁻¹ como solución extractante (1:25 p/v). Agitación y filtración del extracto para su posterior cuantificación.	Método de extracción y cuantificación de P mediante el método del ácido ascórbico.	SAMLA (2004)
Cationes mayoritarios (Ca, Mg, K, Na) y metales pesados (Zn, Mn, Cu)	Digestión ácida mediante digestor de microondas de muestra seca y molida.	Espectrofotometría de absorción atómica (TMECC 04.06 HEAVY METALS AND HAZARDOUS ELEMENTS).	USDA y USCC (2001)
Coliformes totales	Preparación de un extracto de muestras húmedas mezclando una porción con agua desionizada (1:10 p/v). Preparación de diluciones e incubación en medios selectivos para su posterior cuantificación.	Medios selectivos comerciales (Rida Count®).	
<i>E. coli</i>	Preparación de un extracto de muestras húmedas mezclando una porción con agua desionizada (1:10 p/v). Preparación de diluciones e incubación en medios selectivos para su posterior cuantificación.	Medios selectivos comerciales (Rida Count®).	
<i>Salmonella</i> spp.	Preparación de un extracto de muestras húmedas mezclando una porción con agua desionizada (1:10 p/v). Preparación de diluciones e incubación en medios selectivos para su posterior cuantificación.	Medios selectivos comerciales (R-Biopharm AG).	
DQO	Muestras sólidas húmedas.	Método de reflujo abierto.	Moore et al., (1951)

El contenido de COT fue calculado a partir del contenido de MO, de acuerdo a la Ec. 3.3 (Sadzawka et al., 2005; USDA y USCC, 2001).

$$\text{COT (\%bs)} = \left[\frac{\text{MO (\% bs)}}{1,8} \right] \quad \text{Ecuación 3.3}$$

Donde COT es el contenido de carbono orgánico total, MO es el contenido de materia orgánica y 1,8 es el factor de conversión que asume que el 56% de la MO, en un compost, está compuesta por Carbono.

Los % MO y NT perdido fueron calculados utilizando las Ec. 3.4 y 3.5, de acuerdo a Viel et al. (1987) descrito en Paredes et al. (2000).

$$\text{MO perdida (\%)} = 100 - 100 \times \left[\frac{X_1(100 - X_2)}{X_2(100 - X_1)} \right] \quad \text{Ecuación 3.4}$$

$$\text{NT perdido (\%)} = 100 - 100 \times \left[\frac{X_1 N_2}{X_2 N_1} \right] \quad \text{Ecuación 3.5}$$

Donde N_1 y N_2 son los % inicial y final de NT, y X_1 y X_2 son los % inicial y final de cenizas, respectivamente.

Si bien, los autores utilizaron el valor de N total (NT), en estos experimentos se utilizó el valor de Nitrógeno Kjeldahl total (NKT). El contenido de NT se considera como la suma del N orgánico más el N-NH_4^+ y del N-NO_3^- , mientras que en NKT considera únicamente al N orgánico más el N-NH_4^+ . Este valor es muy cercano al NT, ya que el contenido N-NO_3^- suele ser bajo respecto al contenido de N orgánico, y en algunos casos despreciables principalmente en compost que hayan tenido una nitrificación deficiente o no haya finalizado la etapa de maduración. El N orgánico es el potencialmente mineralizable a amonio (USDA y USCC, 2001).

La densidad aparente (Dap) de una muestra sólida es la relación entre la masa y el volumen que ocupa. En el caso de compost o residuos, es importante este valor para transformar los resultados analíticos obtenidos en unidades gravimétricas a unidades volumétricas. En este caso, se utiliza el valor de masa en base seca, mientras que para el manipuleo en campo se utiliza el valor de masa expresado en base húmeda (USDA y USCC, 2001).

La actividad enzimática de lacasa (AEL) se determinó para evaluar la evolución de la degradación de compuesto carbonados de alto peso molecular. La AEL se expresó como $\mu\text{mol min}^{-1} \text{ g MS}^{-1}$ y se determinó espectrofotométricamente (420 nm) midiendo la oxidación de ABTS 0,5 mM (2,2'-azinobis (3-etilbenzotiazolina-6-sulfonato)) en una solución buffer de acetato 0,1 M (pH = 3,6) (Paszczyński y Crawford, 1991). La determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) se realizó utilizando una solución extractante de acetato de amonio (1M NH_4OAc , pH 7), mediante la técnica modificada propuesta por Harada y Inoko (1980), como indicador del grado de humificación de la materia orgánica y de madurez.

Como variable de estabilidad se midió el índice respirométrico estático basado en el contenido de MO (IRE) (Iannotti et al., 1993; USDA y USCC, 2001). Para la determinación de coliformes totales y *E. coli* se utilizaron kits comerciales (Rida

Count®), mientras que para la determinación de *Salmonella* spp. se utilizó un kit provisto por la empresa R-Biopharm AG.

Se determinó la demanda química de oxígeno total (DQO) en muestras frescas de guano para estimar el contenido de MO total (biodegradable y no biodegradable), utilizando el método de reflujo abierto (Moore et al., 1951). Particularmente en el ensayo de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica, se determinó el contenido de MO fácilmente biodegradable en el guano, utilizando los parámetros CS y DQO soluble como se detalla en el Cuadro 3.2.

2.2.2 *Análisis de la fracción líquida: contenido de los reactores de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica (Experimento IV)*

Se analizaron las variables pH, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y NKT en el blanco (inóculo sin agregado de sustrato) y en las muestras (inóculo + guano), al inicio y al final del ensayo, de acuerdo a metodologías estandarizadas, como se detalla en los Cuadros 3.2 y 3.3 (APHA, 1992; USDA y USCC, 2001). A partir de los resultados obtenidos del contenido de MO (como SV) y de NT, se calcularon los porcentajes de pérdida de MO y NT, de acuerdo a las Ec. 3.4 y 3.5, respectivamente (Paredes et al., 2000; Viel et al., 1987). Se determinó la demanda química de oxígeno total (DQO) utilizando el método de reflujo abierto (Moore et al., 1951). Los valores de IRE, MO, NKT y DQO de ambos sistemas (anaeróbicos y aeróbicos) fueron comparados entre sí, al comienzo y al concluir el ensayo.

2.2.3 *Análisis de la fracción gaseosa: producción de biogás en el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica (Experimento IV)*

El volumen de biogás se cuantificó mediante el método manométrico y su composición (volumen de CH₄ y CO₂) por cromatografía gaseosa (Hewlett Packard 5890 GC), de acuerdo a una metodología estandarizada (ASTM, 2014).

Mediante la Ley de Gases Ideales, y bajo condiciones normales de presión y temperatura (273 K y 1 atm), el volumen de CH₄, CO₂ y biogás producido se calculó según las siguientes ecuaciones:

$$V_{CH_4} = \frac{P_m \times V_h \times T_{CE}}{P_{CE} \times T_i} \times \frac{C_{CH_4}}{100} \quad \text{Ecuación 3.6}$$

$$V_{CO_2} = \frac{P_m \times V_h \times T_{CE}}{P_{CE} \times T_i} \times \frac{C_{CO_2}}{100} \quad \text{Ecuación 3.7}$$

$$V_{biogás} = V_{CH_4} + V_{CO_2} \quad \text{Ecuación 3.8}$$

Donde:

V_{CH_4} = volumen de metano producido en condiciones estándares (mL)

P_m = incremento de la presión (bar)

V_h = volumen del espacio aéreo del reactor (mL)

T_{CE} = temperatura en condiciones estándares (273 K)

P_{CE} = presión en condiciones estándares (1,013 bar)

T_i = temperatura de incubación de cada reactor (K)

C_{CH_4} = concentración de metano medida por cromatografía gaseosa (%)

C_{CO_2} = concentración de dióxido de carbono medida por cromatografía gaseosa (%)

$V_{biogás}$ = volumen de biogás producido en condiciones estándares (mL)

El PBM se calculó según:

$$PBM \left(\frac{mLCH_4}{g SV} \right) = \frac{V_{CH_4 \text{ acumulado}}(mL)}{m} \quad \text{Ecuación 3.9}$$

Donde:

PBM = potencial bioquímico metanogénico o máximo rendimiento de metano expresado en $mLCH_4 \cdot g SV^{-1}$

V_{CH_4} acumulado = el máximo volumen de metano acumulado durante todo el período ensayado (mL)

m = masa de sustrato agregada (g SV)

El volumen de CH_4 acumulado de la muestra se calculó restando el volumen promedio acumulado de CH_4 por el blanco.

Por último, se calculó el índice de biodegradabilidad (IB %), el cual es considerado como un indicador de remoción de materia orgánica (calculada a través de la remoción de SV). El IB (%) puede ser calculado como la relación entre el PBM teórico (PBMt) y el PBM experimental (PBMe) (Tabatabaei and Ghanavati, 2018). A través del PBM de lípido, proteína, carbohidrato, acetato y propionato, en condiciones normales de presión y temperatura, se estableció la siguiente expresión para el cálculo del PBMt de un residuo:

$$PBM_t \left(\frac{LCH_4}{gSV} \right) = 0,415 \text{ carbohidratos} + 0,0496 \text{ proteínas} + 1,014 \text{ lípidos} + 0,373 \text{ acetato} + 0,530 \text{ propionato} \quad \text{Ecuación 3.10}$$

Conocido el valor del PBM teórico del residuo, el índice de biodegradabilidad (IB) puede ser calculado como la relación del PBM experimental (PBMe) y el PBMt:

$$IB (\%) = \frac{PBM_e \times 100}{PBM_t} \quad \text{Ecuación 3.11}$$

2.3 Análisis estadístico

En cada ensayo se describió el diseño experimental o de muestreo que hacen referencia a la aleatorización de las unidades experimentales y a la forma de controlar la variabilidad. En todos los casos se usó estadística descriptiva (media y desvío estándar) para analizar los resultados obtenidos a partir de la medición de las variables estudiadas. Para cada tiempo de muestreo se realizó un ANOVA. Cuando se cumplieron los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad, las medias se compararon mediante Test de Tukey ($p < 0,05$). Cuando estos supuestos no se cumplieron se utilizó estadística no paramétrica mediante la prueba de Kruskal Wallis.

Particularmente, en el experimento III y el ensayo de evaluación de toxicidad de compost, se emplearon procedimientos estadísticos multivariados para evaluar la relación entre los parámetros físico-químicos, microbiológicos y ecotoxicológicos. Para ello, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) y una matriz de correlación (coeficiente de correlación de Pearson).

3. Resultados y discusión

3.1 Experimento I. Evaluación del proceso de compostaje de distintas mezclas de guano con residuos agrícolas-forestales (marlo, aserrín y viruta), con remoción (pilas con volteo manual)

3.1.1 Caracterización físico-química de residuos

Los resultados mostrados en el Cuadro 3.4 indican que las principales limitaciones del guano para la descomposición mediante compostaje fueron: pH ligeramente alcalino, alto contenido de sales, elevada densidad y por consiguiente, baja porosidad (Ruggieri et al., 2009) y baja relación C:N. Para superar estas limitaciones y mejorar la biodegradación aeróbica del guano, se incorporaron otros tres residuos agrícolas y forestales frecuentes y abundantes en las áreas de producción de huevo. La adición de marlo de maíz, aserrín y viruta al guano mejoró la Dap (lo que se traslada a una mayor porosidad) y la relación C:N de las mezclas propuestas (Cuadro 3.4).

Cuadro 3.4. Caracterización físico-química de los residuos y de las mezclas iniciales (T1 y T2) ($n = 6$).

Parámetro	Unidades	Residuos				Tratamientos	
		Guano	Marlo	Viruta	Aserrín	T1	T2
pH		8,0 ± 0,3	6,3 ± 0,0	6,0 ± 0,1	7,6 ± 0,1	8,3 ± 0,2	7,9 ± 0,3
CE	mS. cm ⁻¹	21,8 ± 0,6	1,3 ± 0,0	1,2 ± 0,0	0,8 ± 0,0	18,7 ± 4,4	21,4 ± 1,6
Dap	Mg.m ⁻³	0,9 ± 0,0	0,09 ± 0,0	0,16 ± 0,0	0,26 ± 0,0	0,56 ± 0,0	0,66 ± 0,0
Humedad	% (bh)	73,9 ± 0,2	8,4 ± 0,1	10,9 ± 0,1	11,5 ± 0,1	72,4 ± 1,6	71,9 ± 1,0
MO	%	75,3 ± 1,6	96,8 ± 0,9	99,1 ± 0,1	98,9 ± 0,0	73,8 ± 3,0	80,8 ± 6,2
Cenizas	%	24,7 ± 1,6	3,2 ± 0,9	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,0	26,1 ± 3,0	21,6 ± 2,1
COT	%	37,6 ± 0,8	48,4 ± 0,4	49,6 ± 0,0	49,5 ± 0,0	36,9 ± 1,5	40,4 ± 3,1
CS	%	1,5 ± 0,6	0,7 ± 0,0	0,9 ± 0,1	1,4 ± 0,1	48,5 ± 5,8	79,5 ± 11,8
NT	%	6,2 ± 0,9	2,5 ± 0,1	1,7 ± 0,0	2,1 ± 0,0	1,6 ± 0,4	2,9 ± 0,4
C:N	%	6,2 ± 0,8	19,1 ± 0,2	29,1 ± 0,0	23,5 ± 0,0	23,5 ± 5,7	14,4 ± 2,2

3.1.2 Evolución de los parámetros de seguimiento del proceso de compostaje

Ambos tratamientos (T1 y T2) mostraron a lo largo del proceso el típico perfil térmico (Fig. 3.5-a) (Haug, 1993). De acuerdo con Ugwuanyi et al. (1999), cuando la temperatura interna de las pilas se encuentra por encima de 45 °C podría considerarse la etapa termofílica del proceso y es el valor mínimo aceptable para reducir la presencia de semillas o partes vegetativas de malezas, artrópodos vivos y microorganismos patógenos y parásitos. Estos autores destacaron la necesidad de alcanzar un período con temperaturas por encima de 45 °C, durante al menos 5 días. En este ensayo, la fase termofílica duró 35 y 37 días para T1 y T2, respectivamente, es decir que los residuos fueron sometidos a una etapa de higienización. Dentro de la fase termofílica, se observaron dos picos en ambos tratamientos. Durante las primeras semanas, la temperatura aumentó a valores medios que variaron entre 60-65 °C. El T1 permaneció dentro de este rango durante 13 días, mientras que en T2 durante 8 días. Para ambos tratamientos, la temperatura máxima se alcanzó el día 15, siendo $64,7 \pm 0,9$ y $63,4 \pm 2,7$ para T1 y T2 respectivamente, y luego se observó una caída en este parámetro. Este momento correspondió a un período de precipitación que se prolongó por 5 días, situación que podría haber favorecido la disminución de la temperatura ambiente. Se observó un nuevo aumento de temperatura desde el día 25 hasta el día 40. Luego, las pilas de compostaje comenzaron a enfriarse, iniciando de esta manera la etapa de maduración, desde el día 55, cuando la temperatura era similar a la del ambiente (Fig. 3.5-a).

Los valores iniciales de pH en ambos tratamientos fueron cercanos al límite superior del rango (6-8) sugerido por Rynk et al. (1994) como el adecuado para la degradación aeróbica de residuos orgánicos. El valor de pH inicial promedio, para ambos tratamientos, fue $8,1 \pm 0,3$ (Cuadro 3.4). Aunque T2 presentó mayor cantidad de guano en su composición inicial, no se observaron diferencias significativas en el pH para ambas mezclas. La condición alcalina de ambas mezclas fue consecuencia del alto contenido de guano, el cual presenta un pH alcalino (Cuadro 3.4). La evolución de este parámetro fue similar en ambos tratamientos (Fig. 3.6-a). Los niveles extremos de pH fueron 7,8 y 9,0 para los dos tratamientos. Bustamante et al. (2008) relacionaron el aumento de pH durante la primera fase con la alta concentración de amoníaco liberado, como producto de la descomposición de proteínas y aminoácidos. Los valores de pH más altos registrados (T1:

$8,9 \pm 0,1$ y T2: $9,1 \pm 0,1$), en la primera etapa del proceso de compostaje, también se relacionaron con las más altas temperaturas registradas (T1: $63,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, T2: $61,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$) durante los mismos días (Fig. 3.5-a), las cuáles podrían estar asociadas a la formación y liberación de amoníaco, tal como establecieron Pagans et al. (2006). Por otro lado, la dinámica del N-NH_4^+ , la pérdida de NT registrada (Fig. 3.7-b) y la relación C:N (Fig. 3.6-a) durante el proceso, en los dos tratamientos, respaldan la hipótesis de Pagans et al. (2006), quienes reportaron que la formación y liberación de amoníaco, durante la primera parte del proceso, presenta una correlación exponencial con la temperatura en la primera etapa termófila y una evolución lineal suave durante la etapa de maduración.

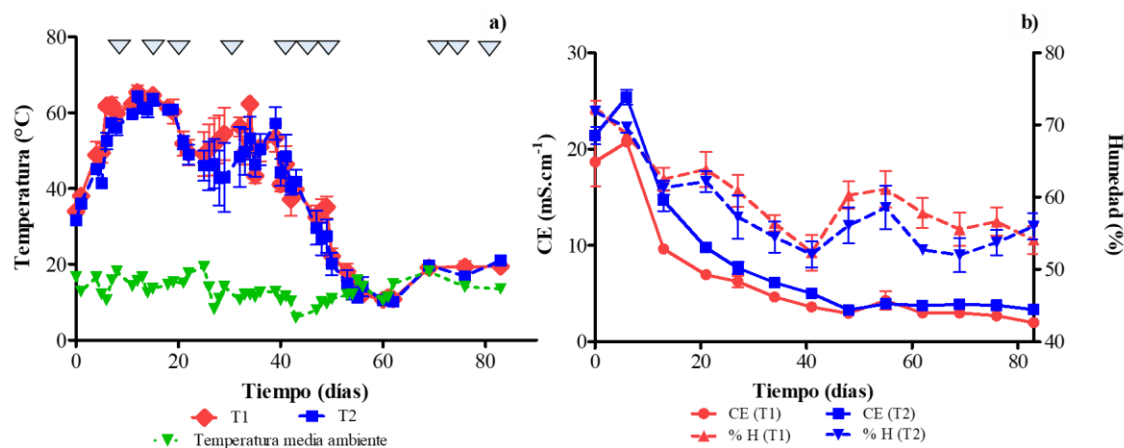


Fig. 3.5. a) Dinámica de la temperatura ambiental y de las pilas de compostaje en T1 y T2 (media \pm error standard). Los triángulos celestes indican los días de lluvia. b) Evolución de la conductividad eléctrica (CE) y contenido de humedad en T1 y T2 (media \pm error standard).

El porcentaje de humedad (%) de las pilas de compostaje se ajustó mediante riegos. Cuando fue necesario, se roció agua sobre las pilas y, posteriormente, se homogenizó el material. La humedad es importante en las etapas iniciales, ya que permite activar la microbiota presente y contribuye a movilizar las sales solubles de las pilas de compostaje. La Fig. 3.5-b muestra los perfiles de humedad para T1 y T2. La precipitación acumulada fue de 216,3 mm durante los 83 días que duró en ensayo. El porcentaje de humedad inicial (72%) fue similar para T1 y T2 (Cuadro 3.4). Ambos valores estaban por encima del rango óptimo de porcentaje de humedad (40-60 %) (Haug, 1993). Sin embargo, los resultados obtenidos por Petric et al. (2009) sugieren que el porcentaje de humedad inicial debe ser de alrededor del 69 %, cuando se composta guano. Para este tipo de residuos, Ahn et al. (2008) encontraron que el porcentaje óptimo de humedad estaba en el rango de 60-80 % dependiendo de la capacidad de retención de agua. En éste experimento, como se describe en la Fig. 3.5-b, el contenido de humedad disminuyó al 60% en las primeras semanas del proceso. En ambos tratamientos, el porcentaje de humedad permaneció dentro del rango de 52-72 %. Se observó un aumento de la cantidad de contenido de agua en las pilas a partir del día 40, correspondiente a 3 días consecutivos con una precipitación acumulada de 55 mm (Fig. 3.5-a).

La CE inicial presentó valores promedios de $18,7 \pm 4,4$ y $21,4 \pm 1,6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ para T1 y T2, respectivamente (Cuadro 3.4). La evolución del perfil de CE para T1 y T2 se muestra en la Fig. 3.5-b junto con los perfiles del contenido de humedad. La elevada concentración de sales puede estar relacionada con el alto contenido de guano en las mezclas. El valor máximo de CE se registró 6 días después del comienzo del experimento en ambos tratamientos, coincidiendo con la mayor pérdida de MO y con una disminución

importante del contenido de humedad. La rápida tasa de mineralización observada en las primeras semanas del proceso de compostaje podría haber generado una mayor liberación de sales (Fig. 3.6-b). No obstante, la lixiviación de sales minerales puede contribuir a la disminución de la CE observada (Fig. 3.5-a). Desde el día 6 en adelante, este parámetro disminuyó para alcanzar un valor promedio final de $2,0 \pm 0,5$ y $3,4 \pm 0,1$ mS.cm⁻¹ para T1 y T2, respectivamente.

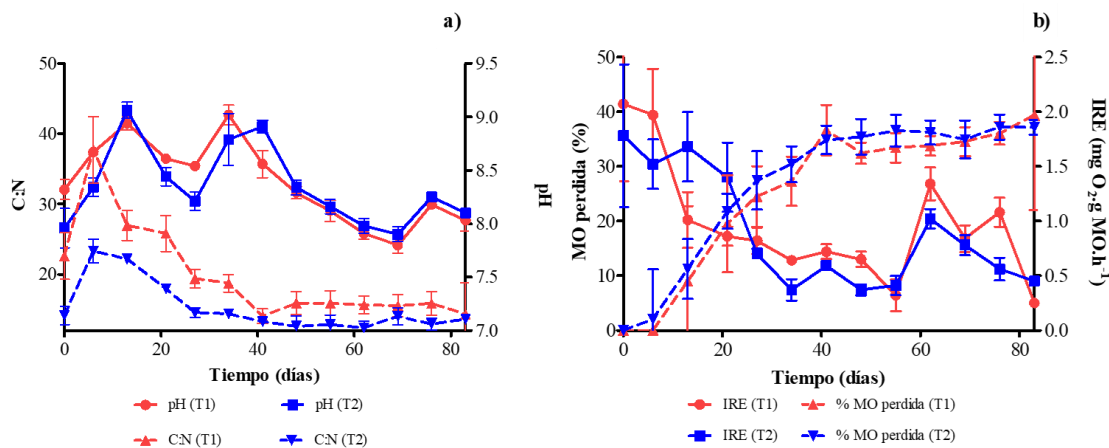


Fig. 3.6. a) Evolución del pH y la relación C:N en los tratamientos T1 y T2 (media \pm error estándar). b) Evolución de la pérdida acumulada de materia orgánica (MO %) y del índice respirométrico estático (IRE) en T1 y T2 (media \pm error estándar).

3.1.3 Descomposición de la materia orgánica, actividad biológica y dinámica de N

Los contenidos de MO y COT iniciales fueron mayores en T2 que en T1 debido al mayor contenido de guano en T2 (Cuadro 3.4). En ambos tratamientos, el % de pérdida de MO fue más pronunciado durante las primeras semanas del experimento, junto con temperaturas más altas y una mayor actividad biológica como lo muestran los valores de IRE durante este período. La Fig. 3.6-b muestra una caída progresiva en el IRE hasta el día 55 en ambos tratamientos. Sin embargo, a partir de este momento se observó un aumento en la actividad biológica en ambos tratamientos. Un aumento relativo de la actividad biológica también se reflejó en los perfiles de temperatura y podría deberse a una degradación parcial de materiales más recalcitrantes (Barrena Gómez et al., 2005). Aunque no se presenta una explicación definitiva sobre este período específico, todos los indicadores (IRE, temperatura, caída de CS, etc.) parecen mostrar que esto podría deberse a la descomposición de los sustratos típicos de la enzima lacasa (Tuomela et al., 2000).

Asimismo, se observó una caída más rápida en la actividad biológica en el T1 que indica una mayor degradación de MO durante los primeros días del proceso. Sin embargo, la evolución del IRE para T2 mostró una caída pronunciada desde el día 20 en adelante, lo que sugiere que la MO biodegradable se mantuvo en esta mezcla durante un período más largo, probablemente debido a mayor contenido inicial de MO biodegradable (CS y MO) (Cuadro 3.4). La mayor pérdida de MO en T1 (31 ± 1 %) se registró entre los días 6 y 13, mientras que en T2 fue en los primeros 6 días (29 ± 2 %). Para el día 33, el porcentaje acumulado de pérdida de MO fue de 69 ± 8 para T1 y 78 ± 6 % para T2. A partir de este momento, la pérdida de MO fue relativamente estable, alcanzando valores finales de

80 ± 4 % para T1 y 84 ± 2 % para T2. Ruggieri et al. (2008) y Colón et al. (2011), también informaron altas pérdidas de MO durante la primera fase del proceso, seguido de un período de degradación más lenta y baja actividad respirométrica.

Los niveles iniciales de % CS disminuyeron en ambos tratamientos a lo largo del experimento (Fig 3.7-a). Hsu y Lo (1999) correlacionaron la reducción de contenido de CS con la descomposición de la hemicelulosa, azúcares, sustancias fenólicas, ácidos orgánicos, péptidos y otras sustancias fácilmente biodegradables. La enzima lacasa (AEL) es responsable de la hidrólisis de cadenas de polifenoles que se encuentran en los residuos orgánicos de origen vegetal (Tuomela et al., 2000). En T1, la AEL comenzó a aumentar en el día 13, cuando el % CS fue de 41,1%, mientras que en T2 comenzó a aumentar el día 27, cuando el % CS fue de 35,6% (Fig. 3.7-a). Ambos tratamientos alcanzaron la máxima AEL en diferentes momentos. La actividad alcanzó su punto máximo en el día 41 para T1, mientras que T2 lo hizo en el día 55 (Fig. 3.7-a). Estos datos parecen estar relacionados con la actividad biológica medida con el IRE y podrían deberse a la composición de las mezclas. El mayor contenido de CS en T2 podría estar retrasando la degradación de los materiales lignocelulósicos. Además, T1 era más rico en material lignocelulósico (20% de viruta). Otros autores han observado efectos similares al compostar materiales lignocelulósicos (de Bertoldi et al., 1983). Estos autores reportaron que los hongos tienden a crecer en las últimas etapas del compostaje y se ha demostrado que atacan a polímeros como la hemicelulosa, la lignina y la celulosa. Tiquia (2002) encontró que las actividades enzimáticas extracelulares fueron mayores en el compost más antiguo que en el compost más joven. Estos estudios parecen apoyar las observaciones sobre la AEL determinada para ambas mezclas.

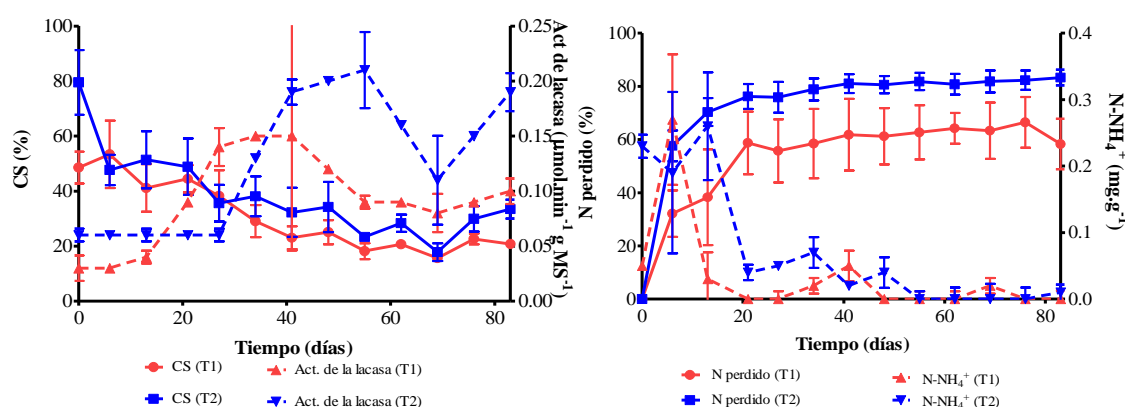


Figura 3.7.a) Evolución del contenido de carbono soluble (% CS) y la actividad enzimática de la lacasa para T1 y T2 (media \pm error estándar). b) Evolución de la pérdida de N y contenido de amonio para T1 y T2 (media \pm error estándar).

La dinámica del NT fue similar a la de la MO. La mayor disminución de NT se detectó durante los primeros 6 días, con un promedio de 32 ± 15 % y 58 ± 10 % para T1 y T2, respectivamente, coincidiendo con el período de la mayor pérdida de MO, un pH cercano a 9 y elevadas temperaturas (Fig. 3.7-b). Estas condiciones a menudo se combinan con la mineralización del N orgánico y provocan la liberación de N-NH_4^+ y amoníaco (Pagans et al., 2006). La Fig. 3.7-b muestra la concordancia en el tiempo, en el T2 ($< \text{C:N}$ respecto a T1), de los valores más altos de pérdidas de NT con la concentración más alta de N-NH_4^+ , lo que coincide con resultados de investigaciones previas (Pagans et al., 2006). La generación de amoníaco tiende a aumentar con el pH, ya que la descomposición del ácido úrico aumenta en condiciones alcalinas ($\text{pH} > 7$), y el efecto de la uricasa es máximo a un pH de 9 (Tiquia, 2002). Las emisiones de amoníaco pueden ser inhibidas por compuestos

ácidos que disminuyen la conversión de amonio a amoníaco. Estos compuestos también pueden inhibir las enzimas involucradas en la formación de amoníaco, disminuyendo su producción (Li et al., 2008). En este caso, el contenido inicial de N-NH_4^+ en T2 fue significativamente mayor que en T1 ($p < 0,05$). Aunque la dinámica de N-NH_4^+ fue similar para T1 y T2; la disminución del contenido de N-NH_4^+ se retrasó significativamente en T2. La mayor cantidad de guano en la mezcla inicial (60%) en T2 podría ser responsable de este retraso, ya que podría dificultar la aireación del material ($> \text{Dap}$ y $< \text{porosidad}$) y el manejo del contenido de humedad.

Respecto a la relación C:N, los valores iniciales fueron 24 ± 5 y 14 ± 2 para T1 y T2, respectivamente (Cuadro 3.4). La evolución de la relación C:N en T1 y T2 se muestra en la Fig. 3.6-a, mientras que en la Fig. 3.7-b se presenta la pérdida de NT y la evolución del N-NH_4^+ . Durante los 6 primeros días, la relación C:N aumentó debido a la pérdida de NT como se comentó anteriormente. Posteriormente, esta relación disminuyó, cuando la pérdida de MO alcanzó su máximo. Resultados comparables fueron encontrados por Ferrer et al. (2001) y Bustamante et al. (2008). Sin embargo, debe enfatizarse que la mayoría de los resultados publicados sobre compostaje y la evolución de C:N se refieren al C:N elemental, es decir aquella relación establecida por los moles totales de átomos de C y de N existentes en la matriz que también pueden ser expresados en masa de C y N, los cuales pueden ser diferentes de la relación C:N fácilmente biodegradable (Puyuelo et al., 2011). En consecuencia, es posible que las variaciones del CS sean más confiables para interpretar el carbono disponible presente en cada mezcla, en lugar de COT o MO total. Hue y Liu (1995) evaluaron distintos parámetros de estabilidad (contenido soluble y total de C y N, relación C:N soluble y total, etc.) en 16 compost distintos y reportaron que la fracción soluble en agua, particularmente CS en agua y la relación C:N, fueron los mejores indicadores para diferenciar compost en función del grado de estabilidad. Sin embargo, el N orgánico soluble en agua, en algunos compost estables fue inferior a $0,01 \text{ g.kg}^{-1}$, lo que dificulta la medición. Por lo tanto, alternativamente, los autores sugieren una relación de C soluble en agua: N orgánico total (CSA/NT) $\sim 0,70$ como un predictor de la estabilidad del compost. Por otro lado, Bernal et al. (2017) destacaron que el C orgánico disuelto es la fracción del C fácilmente degradable, por lo tanto, este parámetro fue implementado para desarrollar indicadores de madurez de compost, tales como: la relación C orgánico soluble en agua : N orgánico soluble en agua y la relación C orgánico : N total soluble en agua. Durante el proceso de compostaje, la relación C:N del material disminuye como consecuencia de la degradación de compuestos orgánicos, liberando CO_2 , y aumenta la concentración de N total debido a la reducción de peso de la masa. De esta manera, la variación en la relación C:N también es un parámetro considerado para describir la madurez. Sin embargo, algunas materias primas tienen un rango de relaciones C:N iniciales bajas, que limitan su uso para definir madurez de compost. Por ejemplo, tanto una muestra fresca de guano y un compost de 2 años de antigüedad pueden tener la misma relación C:N de 10:1, pero uno es un compost maduro y el otro es un residuo completamente inestable e inmaduro (Bernal et al., 2017).

3.1.4 Calidad de los compost obtenidos

Las características de los compost finales se resumen en el Cuadro 3.5. En dicho cuadro se detallan los valores recomendados de los parámetros más importantes para el uso de

compost en medios de cultivo (WARP, 2011) y el contenido mínimo de algunos nutrientes de acuerdo con el Reglamento para el registro de fertilizantes, enmiendas, sustratos, acondicionadores, protectores y materias primas en la República Argentina (SENASA, 2011) y el Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost (SCyMA y SENASA, 2019) (Cuadro 3.5).

Los valores de pH en los compost de ambos tratamientos fueron ligeramente alcalinos. Compost con niveles de pH cercanos a 8 disminuyen la transferencia de metales pesados a la cadena alimentaria, reduciendo su potencial de fitotoxicidad (Varnero et al., 2007). Por el contrario, la disponibilidad de N no se vio afectada por los niveles de pH. Por otro lado, la disponibilidad del P podría verse reducida, ya que valores de pH cercanos a 8 favorecen la asociación del P principalmente al ion Ca^{2+} (USDA y USCC, 2001). De esta manera, las concentraciones de PT y PS resultaron similares para ambos tratamientos, alcanzando una disponibilidad promedio de 5 ± 1 y 4 ± 1 (%) para T1 y T2, respectivamente (Cuadro 3.5).

Los valores de CE y los contenidos de Ca, Mg, Na y K fueron significativamente mayores en el compost obtenido en el T2, de acuerdo con la cantidad inicial de guano en éste tratamiento. Los valores de CE y Ca están por encima de los valores recomendados para medios de cultivo (WARP, 2011). Una posible estrategia para mejorar estos parámetros es formular mezclas con co-sustratos con bajos valores de CE.

Los valores finales (media \pm desvío estándar) de C:N (T1: $14,4 \pm 0,7$ y T2: $13,6 \pm 0,8$) sugieren que ambos compost alcanzaron un nivel de madurez aceptable, considerando que estos valores son inferiores a 20 (Varnero et al., 2007; WARP, 2011).

El límite de estabilidad del IRE para muestras de compost es de entre 0,5 y $1 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ (Barrena Gómez et al., 2005; Barrena Gómez et al., 2006; USDA y USCC, 2001). Ambos compost alcanzaron valores de IRE por debajo de este límite de estabilidad, con valores promedio de 0,25 y $0,45 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ para T1 y T2, respectivamente (Cuadro 3.5), reforzando la idea de la estabilidad biológica alcanzada.

El ICR_L fue inferior a 0,8 desde el 25% en ambos compost. Por otro lado, el ICR_R fue inferior a 0,8 del 50 y 80% de los compost T1 y T2, respectivamente. Los valores de ICR inferiores a 0,8 indican efectos inhibitorios sobre el crecimiento de la raíz (Young et al., 2012).

El IG en ambas especies se vio menos afectado en el compost T1. La Fig.3.8 muestra que el IG_L y el IG_R se asociaron inversamente con el contenido de sales y la CE. Como se comentó, la mezcla con otros materiales con bajo contenido de sales puede mejorar el uso final de estos compost, especialmente de T2. Domene et al. (2011) comparó dos compost de dos plantas diferentes de tratamiento de aguas residuales en varias fases del proceso de degradación. Los autores demostraron que la emergencia de semillas se vio significativamente afectada por la dosificación de compost, pero también por la etapa de compostaje.

Las principales características vinculadas a la calidad agronómica de los compost fueron sometidas a un análisis de componentes principales (ACP), que permitió agrupar los productos con distintas combinaciones de los parámetros analizados. En este caso, los dos primeros ejes explicaron 79,7% de la variación total de los datos (Fig. 3.8, Apéndice III-Cuadro 7.11). El componente principal 1 (CP1) explicó 60,3% de la variabilidad y permitió agrupar las variables pH, CE, Mg y Ca hacia la derecha con valores positivos y

separarlos de las variables índices de fitotoxicidad (IG_L , IG_R , ICR_R), que se ubicaron hacia la izquierda con los mayores valores negativos (Apéndice III – Cuadro 7.11). Por otro lado, el componente principal 2 (CP2) explicó el 19,4% de la variabilidad y permitió agrupar las variables $N-NH_4^+$ y Dap hacia la parte superior del gráfico con valores positivos y separarlos de las variables PS y MO, que se ubicaron hacia la parte inferior del gráfico con los mayores valores negativos (Apéndice III – Cuadro 7.11).

Según el análisis multivariado (ACP), los valores más altos para pH, CE, Ca, Mg, Na, K, NT, PT y densidad (Dap) se asociaron al T2, mientras que la concentración de NO_3^- , C:N, IG_L y IG_R se asociaron a T1 (Fig. 3.8).

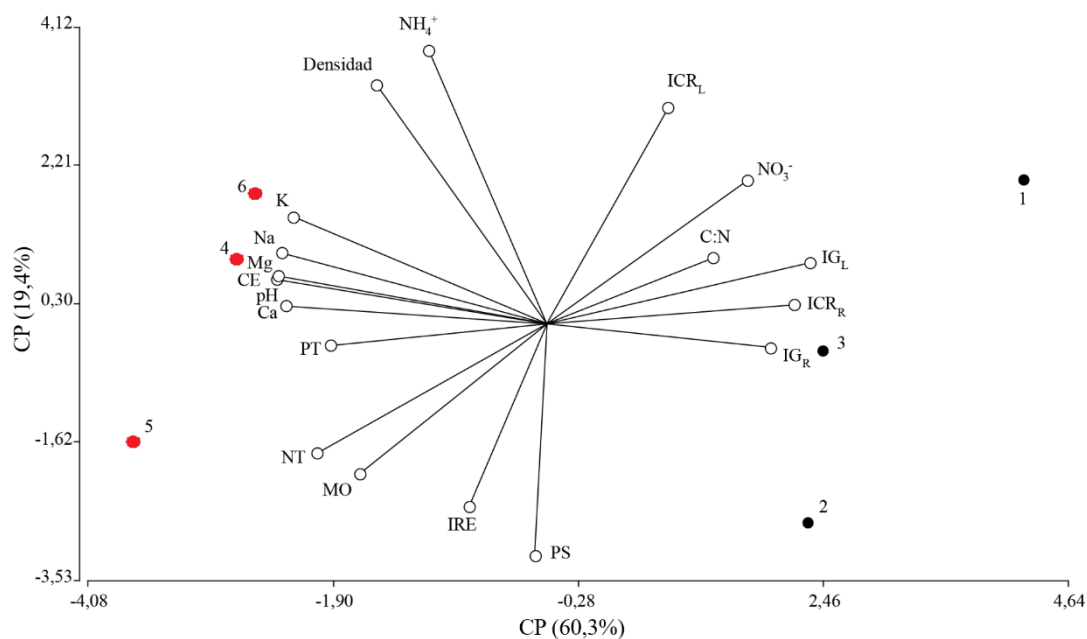


Figura 3.8. Análisis de componentes principales de los parámetros al final del proceso de compostaje. Los puntos negros (1, 2 y 3) corresponden a las pilas (réplicas) del T1; mientras que los puntos rojos (4, 5 y 6) corresponden al T2.

Cuadro 3.5. Caracterización físico-química y ecotoxicológica de los compost finales (media \pm desvío estándar; $n = 6$).

Parámetro	Unidades	T1	T2	Valor o rango recomendado / límite superior	Referencias
pH		$8,0 \pm 0,2^a$	$8,1 \pm 0,0^a$	6,0-8,5 / 9,0	WARP (2011)
CE	mS.cm ⁻¹	$2,0 \pm 0,5^b$	$3,4 \pm 0,1^a$	< 0,6 / 1,5 < 4 / 6	WARP (2011) SCyMA y SENASA (2019)
Dap	Mg.m ⁻³	$0,7 \pm 0,0^a$	$0,8 \pm 0,0^a$	0,40-0,5 / 0,55	WARP (2011)
Humedad	% (bh)	54 ± 2^a	56 ± 3^a	35-40 / 50	WARP (2011)
MO	%	35 ± 2^a	37 ± 2^a	≥ 20	SCyMA y SENASA (2019)
Cenizas	%	65 ± 2^a	63 ± 2^a	-	-
COT	%	$17,2 \pm 0,9^a$	$18,0 \pm 1,0^a$	-	-
CS	%	21 ± 1^a	33 ± 3^a	-	-
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ MO h ⁻¹	$0,2 \pm 0,0^a$	$0,4 \pm 0,0^a$	0,5-1	(Barrena Gómez et al., 2006); USDA y USCC (2001)
C:N	%	$14,4 \pm 0,7^a$	$13,6 \pm 0,8^a$	≤ 20	SCyMA y SENASA (2019)
NT	%	$1,2 \pm 0,1^a$	$1,3 \pm 0,1^a$	NPK ≥ 6	SENASA (2011)
N-NH ₄ ⁺	mg.g ⁻¹ MS	$0,0 \pm 0,0^a$	$0,0 \pm 0,0^a$	< 40/50	WARP (2011)
NO ₃ ⁻	mg.g ⁻¹ MS	11 ± 6^a	6 ± 1^a	-	-
PT	mg.g ⁻¹ MS	23 ± 1^a	25 ± 2^a	NPK $\geq 6\%$	SENASA (2011)
PS	mg.g ⁻¹ MS	$1,1 \pm 0,4^a$	$1,1 \pm 0,2^a$	NPK $\geq 6\%$	SENASA (2011)
PS/PT	%	5 ± 1^a	4 ± 1^a		
Ca	mg.L ⁻¹	8170 ± 40^b	9810 ± 20^a	$\geq 1\%$	SENASA (2011)
Mg	mg.L ⁻¹	251 ± 6^b	348 ± 5^a	$\geq 0,05\%$	SENASA (2011)
K	mg.L ⁻¹	6563 ± 215^b	8700 ± 352^a	NPK $\geq 6\%$	SENASA (2011)
Na	mg.L ⁻¹	2013 ± 52^b	3392 ± 145^a	< 100/150	WARP (2011)
ICR _R		$0,5 \pm 0,0^a$	$0,3 \pm 0,1^b$	> 0,8	Young et al. (2012)
ICR _L		$0,4 \pm 0,1^a$	$0,3 \pm 0,1^a$	> 0,8	Young et al. (2012)
IG _R	%	46 ± 2^a	26 ± 10^b	80	WARP (2011)
IG _L	%	34 ± 5^a	16 ± 6^b	80	WARP (2011)

Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

3.2 Experimento II. Evaluación del proceso de compostaje de mezclas de diferentes residuos avícolas (guano y cama de pollo parrillero), con remoción (pilas con volteo manual)

3.2.1 Caracterización físico-química de los residuos

El Cuadro 3.6 resume los resultados de los análisis físico-químicos de los residuos. Las principales limitaciones del guano, para su estabilización mediante compostaje, fueron: pH ligeramente básico, elevado contenido de sales, alta Dap y relación C:N baja, al igual que en el experimento I. Con el fin de superar estas limitaciones y favorecer el proceso de transformación aeróbica del guano, se analizaron otros tres residuos frecuentes y abundantes de la región avícola de Buenos Aires norte (Cuadro 3.6).

Cuadro 3.6. Características físico-químicas iniciales de los residuos empleados (Experimento II, $n = 6$).

Parámetros	Unidades	Guano de ponedoras	Cama de parrilleros	Cama de equinos	Aserrín
pH		$8,5 \pm 0,2$	$7,6 \pm 0,1$	$7,5 \pm 0,1$	$7,6 \pm 0,5$
CE	mS.cm^{-1}	$20 \pm 0,6$	$3,4 \pm 0,1$	$2,2 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,2$
Dap	Mg.m^{-3}	$0,9 \pm 0,0$	$0,2 \pm 0,0$	$0,2 \pm 0,0$	$0,3 \pm 0,0$
Humedad	% (bh)	$72,5 \pm 0,2$	$27,6 \pm 0,1$	$42,9 \pm 0,1$	$11,5 \pm 0,1$
COT	%	$37,5 \pm 1,6$	$40,2 \pm 0,9$	$35,2 \pm 0,1$	$49,5 \pm 0,1$
NT	%	$6,9 \pm 1,6$	$2,2 \pm 0,9$	$1,2 \pm 0,1$	$2,1 \pm 0,1$

3.2.2 Evolución de los parámetros físico-químicos

La temperatura de las pilas presentó diferencias significativas durante los primeros 14 días, siendo mayor en el tratamiento A, alcanzando un valor máximo de temperatura de 63°C ($p < 0,05$). En los dos tratamientos las curvas de temperaturas mostraron el comportamiento característico del proceso de compostaje, en donde en las primeras semanas se logran valores termófilos, presumiéndose una higienización de los materiales, con la consecuente eliminación de posibles patógenos presentes en el material (Stentiford et al., 1985). A los 70 días de iniciado el experimento, las temperaturas de las pilas fueron cercanas a la atmosférica en los dos tratamientos (Fig. 3.9-a). El contenido de humedad, en todo el proceso, en los dos tratamientos, se mantuvo entre el 40-60 %.

Ambos tratamientos presentaron valores iniciales de pH ligeramente alcalinos, 8,3 y 8,2 para los tratamientos A y B, respectivamente. El pH aumentó durante la primera fase, lo cual también fue observado en el experimento I y por otros autores (Bustamante et al., 2008; Leconte et al., 2009). Este aumento de pH podría atribuirse a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos, con la consecuente liberación de amoníaco (Castrillón et al., 2006). A partir de los 35 días de inicio del experimento, el pH comenzó a disminuir. Al final del proceso se registraron valores de pH cercanos a la neutralidad, 7,1 y 6,7, para

el tratamiento A y B, respectivamente (Fig. 3.9-b). Dicho descenso indicaría la estabilización de la materia orgánica (Rizzo et al., 2015).

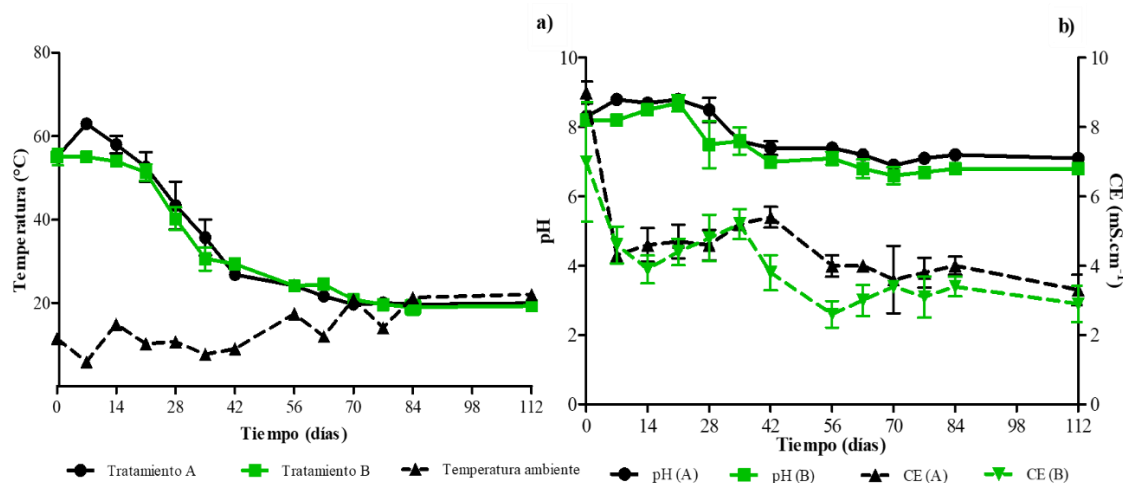


Figura 3.9. a) Evolución de la temperatura de las pilas de compostaje y la ambiental en el experimento II (media \pm error estándar). b) Evolución del pH y la CE en los tratamientos A y B (media \pm error estándar). Referencias: Tratamiento A (56% de guano, 25% de cama de pollo y 19% de cama de equinos), Tratamiento B (57% de guano, 13% de cama de pollo y 30% de aserrín).

La CE fue elevada al principio del proceso y fue disminuyendo a lo largo del ensayo, encontrándose diferencias significativas entre los tratamientos dentro del período de los 42 a 63 días (Fig. 3.9-b). La disminución de este parámetro puede deberse a la lixiviación de sales durante la evolución del proceso (Laos et al., 2002; Leconte et al., 2009; Rizzo et al., 2015).

El contenido de humedad siempre se mantuvo entre el 40-60 %. El porcentaje de COT inicial, para las dos mezclas, fue de $25,3 \pm 1,8$, no encontrándose diferencias significativas. Este porcentaje fue disminuyendo a lo largo del tiempo en los dos tratamientos (Fig. 3.10-a). A partir del día 42 del inicio del experimento se encontraron diferencias significativas entre los dos tratamientos (14,9 % para el tratamiento A y 17,9 % para el B), pudiéndose atribuir esto a la alta actividad microbiana que requiere carbono como fuente primaria de energía para su crecimiento, metabolismo y respiración (Hsu y Lo, 1999). La mayor proporción de carbono lábil se encuentra en la primera etapa del compostaje, a medida que el proceso avanza este carbono es consumido y transformado a dióxido de carbono y a poliméricos, recalcitrantes, resistentes y estables (Fig. 3.10-a). El menor contenido inicial de CS en el tratamiento B, podría deberse a que su composición estuvo conformada por una mayor proporción de materiales ricos en lignina y celulosa. Por otro lado, el tratamiento B al finalizar en ensayo, presentó una menor disminución del contenido de COT con respecto al valor inicial ($p < 0,05$), debido a un menor contenido de fuentes carbonadas lábiles de fácil degradación (CS inicial). Al final del experimento se alcanzaron valores de pérdida de MO (%) del 60 y 50 % para los tratamientos A y B, respectivamente ($p < 0,05$). Dichos valores fueron menores a los alcanzados en el experimento I (80% aproximadamente).

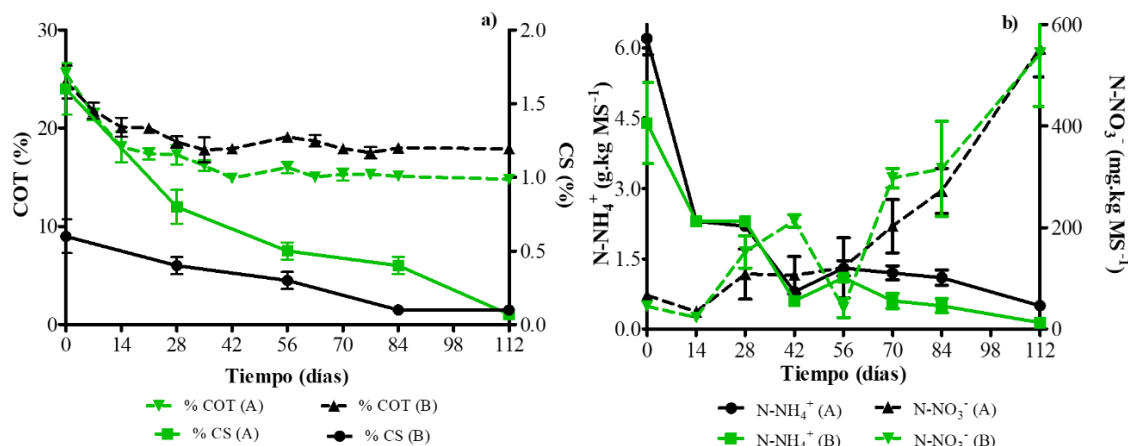


Figura 3.10. a) Evolución del contenido de carbono orgánico total (% COT) y soluble (% CS) (media \pm error estándar). b) Evolución del contenido de amonio (N-NH₄⁺) y nitrato (N-NO₃⁻) (media \pm error estándar). Referencias: Tratamiento A (56% de guano, 25% de cama de pollo y 19% de cama de equinos), Tratamiento B (57% de guano, 13% de cama de pollo y 30% de aserrín).

Inicialmente, el N inorgánico se encontró principalmente en su forma reducida, como amonio. El N-NH₄⁺, al inicio del ensayo, presentó valores de 6,2 y 4,4 mg.kg⁻¹ MS para los tratamientos A y B, respectivamente (Fig. 3.10-b). Durante el proceso de compostaje una parte del N-NH₄⁺ presente en la solución se oxida a NO₃⁻, siendo una de las razones por las que el N-NH₄⁺ disminuye a lo largo del tiempo. Sin embargo, gran parte del nitrógeno se pierde por volatilización en forma de amoníaco (Tiquia et al., 2002). El contenido de N-NO₃⁻ aumentó con el transcurso del tiempo, debido a la mineralización de la materia orgánica. No obstante, existen pérdidas de nitrógeno como amoníaco por volatilización o lixiviación (DeLaune et al., 2004; Grigatti et al., 2011) (Fig. 3.10-b). El aumento de pH de 8,2 a 8,8, durante las primeras 4 semanas, justifica el proceso de volatilización.

Con respecto al contenido de NT, no se percibieron diferencias significativas entre los tratamientos, alcanzando una leve disminución con el transcurso del experimento (Fig. 3.11-a). Si bien no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos en la concentración de NT, al comparar las concentraciones entre la cuarta semana y última semana se puede percibir que la mezcla A experimentó una mayor pérdida, (disminución del 28,6%). Hansen et al. (1989) reportaron pérdidas de NT de hasta un 33%, durante el proceso de compostaje de guano. Moore et al. (1997) encontraron que la volatilización del nitrógeno de residuos avícolas, aumenta cuando los valores de pH superan a 7. Hasta 63 días del inicio del experimento, los valores de pH se encontraron por encima de 7, lo cual podría explicar parte de las pérdidas de N, mediante la volatilización como amoníaco. Esta misma tendencia se observó en el Experimento I, donde las mayores pérdidas de N se producen durante las primeras semanas del proceso de compostaje (etapa termófila) y éstas se acentúan cuando la relación C:N inicial es baja.

La CIC indica la presencia de grupos funcionales capaces de retener los nutrientes presentes en el compost. La CIC aumentó a lo largo del tiempo, encontrándose diferencias significativas entre el principio y el final del proceso en las dos mezclas ($p < 0,05$) (Fig. 3.11-b). Además, se encontraron diferencias significativas entre los dos tratamientos. Al finalizar el experimento, el tratamiento A presentó mayores valores de CIC ($111,7 \pm 6,3$ meq.g MO⁻¹) que el tratamiento B ($91,3 \pm 0,9$ meq.g MO⁻¹), lo que permite presumir la formación de moléculas que se asocian a un mayor grado de humificación ($p < 0,05$).

Finalmente, la disminución del CE, COT y N-NH_4^+ y el incremento de N-NO_3^- y CIC durante el proceso del compostaje indicarían la estabilización de la materia orgánica del producto obtenido (Rizzo et al., 2015).

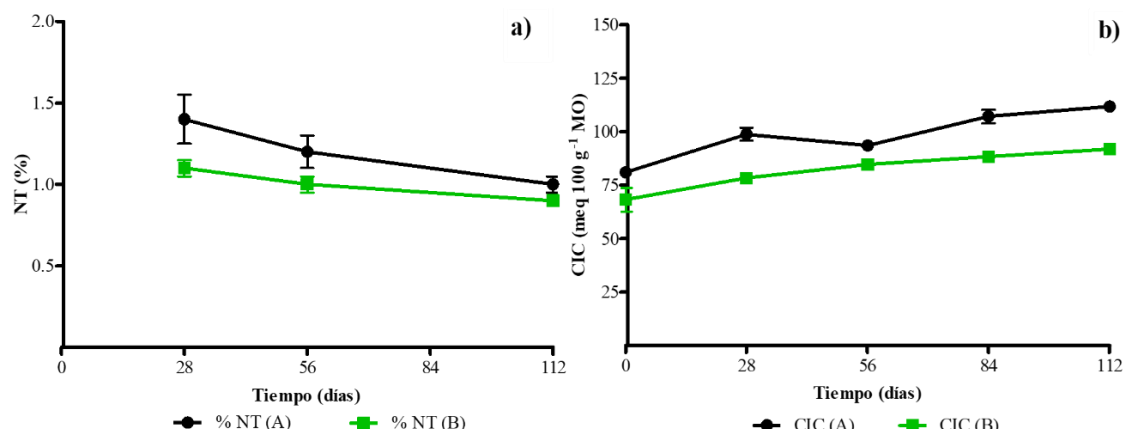


Figura 3.11. a) Evolución del contenido de nitrógeno total (NT). b) Evolución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en los tratamientos A y B (media ± error estándar). Referencias: Tratamiento A (56% de guano, 25% de cama de pollo y 19% de cama de equinos), Tratamiento B (57% de guano, 13% de cama de pollo y 30% de aserrín).

3.3 Experimento III. Evaluación del sistema de compostaje sin remoción, con aireación natural o pasiva (pilas estáticas)

3.3.1 Caracterización físico-química del proceso de compostaje

La variación de los perfiles de temperatura ambiente y de las pilas mostró una tendencia similar a partir de los 40 días (Fig. 3.12-a). Como informaron otros autores, se pueden ver dos fases principales en el perfil de temperatura de las pilas de compostaje. La temperatura máxima promedio de las pilas varió entre 40 y 46 °C y se prolongó durante 5 días, como se muestra en la Fig. 3.12-a. Sin embargo, algunas pilas alcanzaron un máximo de 60,5°C. La fase de maduración comenzó desde el día 40, cuando la temperatura de las pilas era similar a la temperatura ambiente. Los sistemas de aireación pasiva alcanzan temperaturas más bajas que los sistemas de aireación activa (Barrington et al., 2003). Silva et al. (2009) informaron que el co-compostaje de guano con bajas cantidades de materiales ricos en carbono (proporción 80:20) alcanzó una temperatura máxima de la pila inferior a 40 °C. Sin embargo, Ogunwande y Osunade (2011) compararon tres métodos de compostaje de aireación pasiva de guano que alcanzaron una fase termófila superior a 42 °C, que se prolongó aproximadamente por 20 días. Esta fase termofílica más prolongada podría deberse a la composición inicial de las pilas de compostaje. Ogunwande y Osunade (2011) evaluaron el compostaje con aserrín, guano y cama de pollo. El guano se caracteriza por presentar una alta Dap, mientras que el aserrín y la cama de pollo son materiales con baja Dap, los cuales podrían mejorar la porosidad total de la mezcla. En este experimento, la composición inicial tenía una alta proporción de guano (70%) que podría haber afectado la porosidad y, por lo tanto, la difusión de oxígeno.

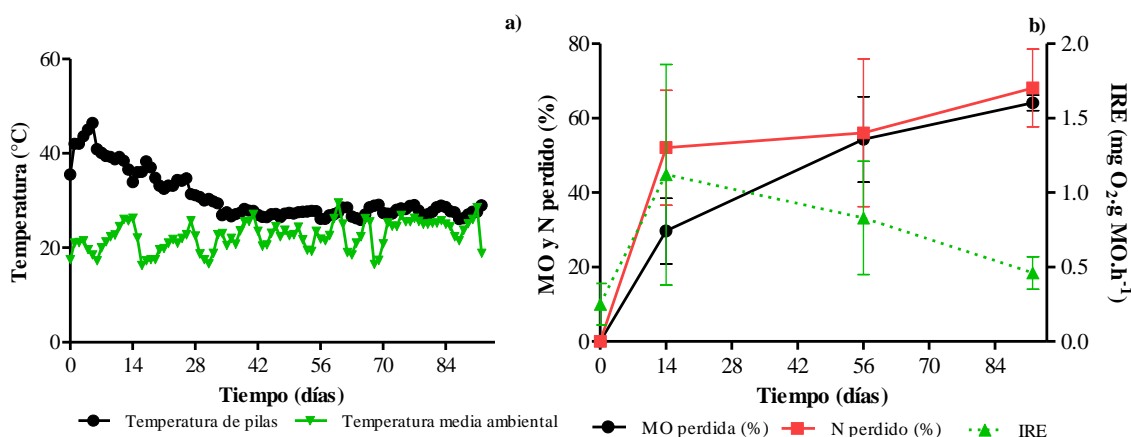


Figura 3.12. a) Evolución de la temperatura ambiental y de las pilas de compostaje en el experimento III (media). b) Evolución de la pérdida de materia orgánica (MO) y nitrógeno (NT) e índice respirométrico estático (IRE) de las pilas de compostaje en el experimento III (media \pm error estándar).

Tanto el contenido orgánico como el inorgánico disminuyeron ($MO=34,8\%$ y $CE=54,5\%$; $p<0,05$) durante el período de biodegradación. Otros parámetros también mostraron una disminución significativa, como el contenido de humedad, COT, CS, NT, Ca y Mg (Cuadro 3.7). El contenido de humedad de las pilas se mantuvo por encima del 60% mediante riego manual. El pH permaneció ligeramente alcalino desde el día 14, luego aumentó y el pH final fue inferior a 9. Este aumento podría atribuirse a la proteólisis y a la alta actividad microbiana durante los primeros días de compostaje (Bustamante et al., 2008); como se reportó en los Experimentos I y II. Otros autores informaron valores de pH similares utilizando sistemas de aireación pasiva y activa (Ogunwande y Osunade, 2011; Rizzo et al., 2015). Los altos valores iniciales de CE podrían estar asociados a la dieta avícola (Bolan et al., 2010). Aunque la CE disminuyó, el compost obtenido presentó restricciones de uso debido a un alto valor final de CE. Los sistemas de aireación activa pueden alcanzar una mayor disminución de la CE debido a la pérdida de sales solubles por una mayor lixiviación (Rizzo et al., 2015), como se registró en los experimentos I y II. Komilis y Tziouvaras (2009) encontraron valores de CE similares a los reportados en éste estudio. Las mayores pérdidas de MO y NT se registraron durante los primeros 14 días (Fig. 3.12-b). Las pérdidas acumuladas de MO y NT en el día 92 fueron de $64,1 \pm 2,1\%$ y $68,1 \pm 10,4\%$, respectivamente ($p<0,05$). Además, se encontró una correlación positiva entre MO y CE ($R=0,77$; Apéndice III, Cuadro 7.12). Valores similares de % MO pérdida se alcanzaron en el experimento II (50-60 %) (con volteos y utilizando como co-sustratos cama de pollo, cama de equinos y aserrín), aunque los mayores valores de pérdida de MO se alcanzaron en las pilas de compostaje correspondientes al experimento I (con volteos y utilizando como co-sustratos residuos agro-forestales). La pérdida de NT se asoció con el aumento gradual del pH durante los primeros 14 días (52,1%), lo que podría aumentar la volatilización de NH_3 . Ogunwande (2011) comparó tres sistemas de aireación pasiva e informó una pérdida de NT del 38,1% hasta el día 14, inferior a los encontrados en este estudio. Tiquia y Tam (2002) informaron pérdidas similares de NT (58%) utilizando un sistema de aireación forzada para el compostaje de cama de pollo. Por otro lado, Parkinson et al. (2004) encontraron una mayor pérdida de NT en el sistema de aireación activa que en el sistema de aireación pasiva. Temperaturas moderadas y la presencia de grupos microbianos que aumenten y/o mantengan el pool de N, como las bacterias nitrificantes y fijadoras de N, podrían reducir las pérdidas de N durante la fase mesofílica (Paredes et al., 1996).

Cuadro 3.7. Parámetros físico-químicos y microbiológicos en cada tiempo de muestreo y valores límites para compost fina (media \pm desvío estándar).

Parámetro	0-d	14-d	56-d	92-d	Valor o rango recomendado / límite superior	Referencia
pH	6,8 \pm 0,3 ^a	7,7 \pm 0,3 ^b	7,6 \pm 0,4 ^b	8,2 \pm 0,4 ^b	6 - 8/9	WRAP (2011)
CE (mS.cm ⁻¹)	17,6 \pm 1,9 ^a	13,3 \pm 5,5 ^{ab}	10,8 \pm 2,9 ^b	8,0 \pm 1,8 ^b	< 0,6/1,5	WRAP (2011)
C:N	24,6 \pm 3,6 ^a	31,6 \pm 3,1 ^a	23,4 \pm 3,6 ^a	24,8 \pm 3,7 ^a	20:1	SENASA (2011)
MO (%)	70,1 \pm 1,3 ^a	62,1 \pm 3,0 ^b	51,1 \pm 6,8 ^c	45,7 \pm 2,7 ^c	\geq 15	SENASA (2011)
Humedad (% bh)	70,6 \pm 3,2 ^a	67,8 \pm 3,8 ^a	64,6 \pm 4,9 ^{ab}	60,4 \pm 4,2 ^b	35 - 40/50	WRAP (2011)
COT (%)	35,0 \pm 0,7 ^a	31,0 \pm 1,5 ^b	25,5 \pm 3,4 ^c	22,9 \pm 1,3 ^c	-	-
NKT (%)	1,4 \pm 0,2 ^a	1,0 \pm 0,1 ^b	1,1 \pm 0,2 ^b	0,9 \pm 0,1 ^b	NPK \geq 6	SENASA (2011)
PT (mg.g ⁻¹)	20,3 \pm 3,1 ^a	s.d.	s.d.	24,8 \pm 3,0 ^a	NPK \geq 6%	SENASA (2011)
CS (%)	2,5 \pm 0,3 ^a	s.d.	s.d.	1,2 \pm 0,3 ^b	-	-
PS (mg.g ⁻¹)	0,5 \pm 0,1 ^a	s.d.	s.d.	0,5 \pm 0,1 ^a	NPK \geq 6%	SENASA (2011)
Ca (mg.L ⁻¹)	79,8 \pm 15,4 ^a	s.d.	s.d.	31,5 \pm 40,8 ^b	> 1%	SENASA (2011)
Mg (mg.L ⁻¹)	125,2 \pm 30,3 ^a	s.d.	s.d.	70,9 \pm 47,5 ^b	> 0.05 %	SENASA (2011)
K (mg.L ⁻¹)	1636,6 \pm 165,9 ^a	s.d.	s.d.	1695,3 \pm 861,3 ^a	NPK \geq 6%	SENASA (2011)
Na (mg.L ⁻¹)	472,9 \pm 39,9 ^a	s.d.	s.d.	468,9 \pm 139,7 ^a	< 100/150	WRAP (2011)
Zn (mg.L ⁻¹)	0,9 \pm 0,5 ^a	s.d.	s.d.	0,6 \pm 0,6 ^a	< 150/400	WRAP (2011)
Mn (mg.L ⁻¹)	2,0 \pm 0,5 ^a	s.d.	s.d.	1,1 \pm 0,3 ^b	-	-
Cu (mg.L ⁻¹)	1,5 \pm 1,3 ^a	s.d.	s.d.	0,9 \pm 0,7 ^a	< 50/100	WRAP (2011)
Coliformes totales (UFC)	8,0x10 ⁶ \pm 1,0x10 ⁷ ^a	s.d.	s.d.	7,5x10 ⁶ \pm 9,3x10 ⁶ ^a	-	-
<i>E. coli</i> (UFC)	1,9x10 ⁷ \pm 1,1x10 ⁷ ^a	s.d.	s.d.	7,5x10 ⁶ \pm 9,1x10 ⁶ ^a	Ausencia / 1000	WRAP (2011)
<i>Salmonella</i> spp.	Ausencia	s.d.	s.d.	Ausencia	Ausencia / Cero	WRAP (2011)

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre tiempos de muestreo. s.d.= sin dato

3.3.2 Estabilidad y contenidos microbiológicos

Las temperaturas más elevadas en las pilas y la actividad biológica ($\text{IRE}=1,12 \text{ mg O}_2 \text{ g MO h}^{-1}$) se registraron durante los primeros 14 días (Fig. 3.12-a y b). El IRE mostró una correlación negativa con CS y Mn (R : 0,92 y 0,76 respectivamente; Cuadro 7.12 - Apéndice III), mientras que mostró una ligera correlación positiva con PT (R : 0,65; $p<0,05$). Los bajos valores de IRE al final del proceso (día 92) indicaron que se alcanzó la estabilidad biológica ($\text{IRE} \leq 0,5 \text{ mg O}_2 \text{ g MO h}^{-1}$). *Salmonella* spp. no se detectó durante todo el proceso de compostaje. Sin embargo, los altos recuentos de coliformes totales y *E. coli* registrados en todas las pilas y en todos los tiempos de muestreo sugieren que estos patógenos sobrevivieron a la acotada fase termofílica del proceso, lo que repercute en la baja calidad del compost obtenido (Cuadro 3.7).

3.4 Experimento IV. Comparación de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano y evaluación de nuevos índices de toxicidad

3.4.1 Evaluación de la biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano

En el presente ensayo se evaluó la dinámica degradativa de la MO del guano, bajo dos condiciones de laboratorio (aeróbica y anaeróbica). La evolución del IRE, perteneciente al ensayo de biodegradabilidad aeróbica del guano, se muestran en la Fig. 3.13. El consumo de oxígeno inicial registrado fue de $3,0 \pm 0,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g MO} \cdot \text{h}^{-1}$, donde se experimentó una disminución del mismo hasta alcanzar valores de $0,3 \pm 0,1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g MO} \cdot \text{h}^{-1}$. Los valores iniciales de IRE, para el guano crudo, fueron similares a los encontrados en otros experimentos de este estudio. Según normativas nacionales e internacionales para compost, se establece como parámetro de estabilidad biológica valores de $\text{IRE} \leq 0,5 \text{ mg O}_2 \text{ g MO h}^{-1}$. Los resultados de la prueba indican que se alcanzan valores menores al límite establecido entre los 20-30 días desde el comienzo del ensayo. Los valores iniciales registrados indican que el guano se encuentra inestable biológicamente. Como se comentó en el Capítulo Introductorio, el término “estabilidad” en el tratamiento de residuos orgánicos, se refiere a las propiedades del residuo tratado relacionadas con la disminución del C fácilmente biodegradable y la actividad microbiana (a mayor estabilidad, menor degradabilidad y actividad microbiana) (Barrena Gómez et al., 2006; Mazzarino y Satti, 2012; Sánchez et al., 2016). Este hecho se ve reflejado en la disminución de la cantidad de materia orgánica (representada por los indicadores % MO y DQO) en la muestra de guano inicial y final (Cuadro 3.8 y 3.10).

En el Cuadro 3.8 se detallan los resultados iniciales y finales de MO, DQO y NT. En concordancia a los resultados obtenidos a partir del IRE, al cabo de 48 días que duró el ensayo, todas las variables disminuyeron respecto al contenido inicial. Los porcentajes de remoción aproximados para MO, DQO y NT, fueron del 52, 25 y 63%, respectivamente (Cuadro 3.11).

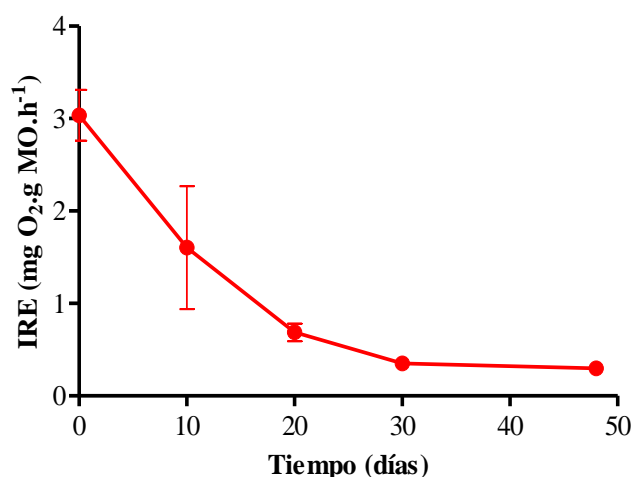


Figura 3.13. Evolución del Índice Respirométrico Estático (IRE) durante el ensayo de biodegradabilidad aeróbica del guano (media \pm desvío estándar).

Cuadro 3.8. Características físico-químicas al inicio (día 0) y al final (día 48) del ensayo de biodegradabilidad aeróbica del guano (media \pm error estándar).

Tiempo	Parámetros		
	MO (%)	DQO (mg O ₂ ·g ⁻¹ MS)	NT (%) MS
Inicial (día 0)	75,2 \pm 1,4 a	904,3 \pm 4,4 a	5,1 \pm 0,6 a
Final (día 48)	57,9 \pm 7,7 b	678,8 \pm 19,7 b	3,2 \pm 0,9 b

Letras diferentes indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).

Respecto al ensayo de biodegradabilidad anaeróbica, en los Cuadros 3.9, 3.10 y la Fig. 3.14 se muestran los resultados del test de Potencial Bioquímico Metanogénico (PBM) del guano cuando se incubó bajo condiciones anaeróbicas. La producción de biogás, CH₄ y CO₂ se incrementaron significativamente con el agregado de guano, respecto al tratamiento control (inóculo sin agregado de guano) (Fig. 3.14). El rendimiento de metano (CH₄) por gramo de MO (o SV) del guano, expresado a partir del test PBM, fue de 316 ± 22 mL CH₄. g SV⁻¹. Huang y Shih (1981) reportaron valores de rendimiento similares a los encontrados en este estudio (270 mL CH₄. g SV⁻¹). Sin embargo, un estudio reciente reportó un valor de rendimiento superior (430 mL CH₄. g SV⁻¹), cuando trataron el guano mediante un sistema de digestión anaeróbica de dos fases, siendo la primera termofílica (55°C) y una segunda mesofílica (35°C) (Arriagada et al., 2019).

Cuadro 3.9. Producción de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), biogás, Rendimiento de Metano e Índice de Biodegradabilidad (IB) del guano bajo condiciones anaeróbicas (media \pm error estándar).

Parámetros	Unidad	Guano
CH ₄	mL Acumulados	569,41 \pm 25,48
CO ₂	mL Acumulados	256,64 \pm 6,31
Biogás	mL Acumulados	826,06 \pm 31,09
Rendimiento	mL CH ₄ . g SV ⁻¹	315,97 \pm 22,21
IB	%	86,36 \pm 6,07

Como se detalla en la Fig. 3.14, la producción de biogás en el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica, se concentró en los primeros 9 días. Arriagada et al. (2019) reportaron que la mayor producción de CH₄ la alcanzaron durante los primeros 8 días. A través del test de PBM se puede estimar el rendimiento de un recurso energético renovable (CH₄) por

unidad de MO perteneciente a un determinado residuo. En este estudio, se evaluó el rendimiento de CH_4 sobre un guano de aves ponedoras pertenecientes a un sistema de producción automático (SA). Como se detalló en el Capítulo I, el guano proveniente del SA se caracterizó y se diferenció significativamente del sistema convencional (SC) de producción de huevo, principalmente, por presentar mayor contenido de MO, como así también menor variabilidad a lo largo del año. Este hecho fue atribuido principalmente a las condiciones de manejo de guano en cada sistema, donde el mismo es acumulado durante largos períodos de tiempo, en fosas o guaneras, en los galpones del SC. Durante dicho período de almacenamiento, el guano sufre un proceso de degradación natural que reduce el contenido de MO y NT. El contenido de MO fácilmente biodegradable en un residuo, determinada por diversos indicadores (IRE, DQO soluble, CS, etc.), podría potenciar el rendimiento en la generación de CH_4 por unidad MO del residuo. En este sentido, el guano del SA podría presentar ventajas comparativas respecto al del SC. En este estudio, el contenido inicial de MO fácilmente biodegradable del guano fue notable, ya que se alcanzaron rangos de valores relevantes de IRE ($2,5\text{-}3 \text{ mg O}_2 \text{ g MO h}^{-1}$), DQO soluble ($130\text{-}188 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1}$) y CS ($52\text{-}72 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$). Por otro lado, el IB (%) relaciona la biodegradabilidad anaeróbica medida experimentalmente con la teórica y es un indicador que permite evaluar la eficiencia de procesos de estabilización mediante digestión anaeróbica. En este estudio, se alcanzaron valores aproximados de un 86% (Cuadro 3.9).

Al igual que en el ensayo de biodegradabilidad aeróbica, la materia orgánica representada a partir de % MO y DQO se redujo bajo condiciones anaeróbicas (Cuadro 3.10), alcanzando porcentajes de remoción del 52 y 25 %, respectivamente. Sin embargo, no se registró una disminución en el contenido de NKT, aunque sí se modificó su composición.

Cuadro 3.10. Características físico-químicas al inicio (día 0) y al final (día 48) del ensayo de biodegradabilidad anaeróbica del guano (media \pm error estándar).

Tiempo	Parámetros		
	MO (%)	DQO ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)	NKT (%) MS
Inicial (día 0)	$80,7 \pm 0,2 \text{ a}$	$5666,7 \pm 264,9 \text{ a}$	$0,1 \pm 0,0 \text{ a}$
Final (día 48)	$75,4 \pm 2,0 \text{ b}$	$3843,8 \pm 777,9 \text{ b}$	$0,1 \pm 0,0 \text{ a}$

Letras iguales indican ausencia de diferencias significativas para los parámetros medidos ($p > 0,05$).

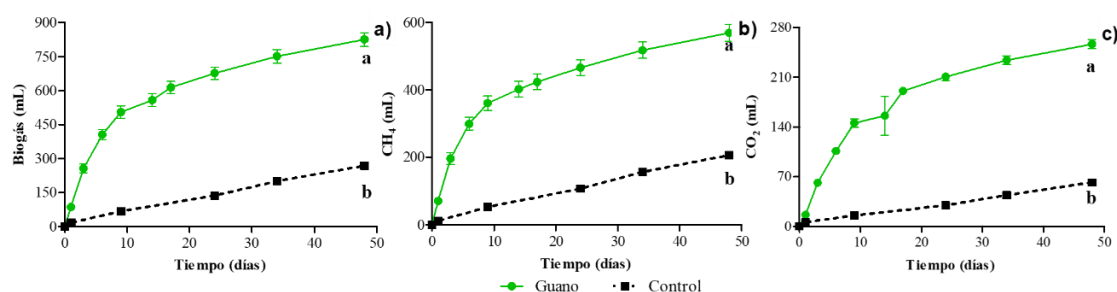


Figura 3.14. Evolución del volumen de: a) biogás, b) metano y, c) dióxido de carbono generados en reactores anaeróbicos (media \pm error estándar). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Si bien, se registró una disminución del contenido de materia orgánica (MO y DQO) bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas y de NT, sólo en condiciones aeróbicas, cuando se

calcularon los porcentajes de remoción para dichos parámetros (Cuadro 3.11), no se encontraron diferencias significativas entre el ensayo de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica ($p > 0,05$). Sin embargo, se puede detectar una tendencia de alcanzar mayores porcentajes de remoción en el ensayo bajo condiciones aeróbicas. Dicha falta de significancia, podría deberse a cuestiones metodológicas (por ej. dificultades en la toma de muestra de la fracción líquida de los reactores anaeróbicos debido a la sedimentación de los sólidos).

Un resultado interesante a destacar, es la falta de remoción de NT bajo condiciones anaeróbicas. La conservación de nutrientes relevantes para producción agrícola, como es el caso del N, es un resultado destacable a la hora de integrar el tratamiento de estabilización de residuos con el uso y valorización agronómica de los mismos. Kirchmann y Bernal (1997) obtuvieron resultados similares, al evaluar la pérdida de MO y N de varios residuos pecuarios al comparar tratamientos biológicos aeróbicos y anaeróbicos. Los autores concluyeron que mediante la degradación aeróbica se alcanzan mayores pérdidas de MO, alcanzando enmiendas con mejores condiciones de estabilidad, mientras que mediante la degradación anaeróbica no se generan pérdidas de N, lo cual presenta la ventaja comparativa cuando se pretende maximizar el uso/reciclado de este nutriente en esquemas agrícolas, a través de los residuos.

Cuadro 3.11. Porcentajes de remoción de parámetros químicos en ensayos de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano (media \pm desvío estándar).

% de Remoción	Biodegradabilidad Aeróbica	Biodegradabilidad Anaeróbica
MO	51,76 \pm 20,83 a	26,36 \pm 7,88 a
DQO	33,85 \pm 13,65 a	24,93 \pm 2,51 a
NT	62,69 \pm 7,51 a	0,00 \pm 0,00 a

Letras iguales indican ausencia de diferencias significativas para los parámetros medidos ($p > 0,05$).

3.4.2 Evaluación de la toxicidad y desarrollo de nuevos índices de fitotoxicidad en muestras de compost

I. Controles de calidad de las pruebas de toxicidad

Los resultados de las pruebas de toxicidad fueron aceptables según los criterios establecidos por los controles de calidad. En las pruebas de semillas, los coeficientes de variación entre los promedios de longitud de la raíz en los controles negativos fueron 19,6 y 23,3% para lechuga y rabanito, respectivamente, más bajos que los recomendados en los protocolos de prueba. Los valores promedio de CI50 de elongación de la radícula en los controles positivos fueron $55,4 \pm 16,9$ ($n = 15$) y $82,6 \pm 15,1$ ($n = 15$) mg.L⁻¹ de Zn para lechuga y rabanito, respectivamente. Por otro lado, el valor promedio de los neonatos inmovilizados de *D. magna* en los controles negativos fue de 2,2%, menor que el recomendado en los protocolos de prueba. El valor promedio de CE50 en los controles positivos fue de $0,30 \pm 0,07$ mg.L⁻¹ de Cr ($n = 21$).

II. Exposición a extractos acuosos

Las pruebas de toxicidad realizadas en especies de plantas terrestres (lechuga y rabanito) permitieron determinar la calidad del compost como una enmienda del suelo, mientras que en el organismo acuático (dafnias) permitieron determinar la toxicidad potencial por lixiviados o efluentes de escorrentía generados, que pudieran contaminar un cuerpo de agua. Los tres organismos expuestos a extractos acuosos mostraron toxicidad aguda en todas las muestras. Los criterios de valoración ecotoxicológicos de los organismos de prueba en cada momento de muestreo se pueden encontrar en el Cuadro 3.12. La CE50 o CI50 promedio de las 3 especies fueron $8,29 \pm 0,35\%$ ($n = 18$) en el muestreo inicial (día 0) y $31,12 \pm 10,99\%$ ($n = 18$) en el muestreo final (día 92). El compostaje redujo la toxicidad promedio en un 22,8% para las 3 especies. La sensibilidad de los organismos medida en términos de CE50 o CI50 fue más alta para dafnias, seguida de lechuga y luego rabanito. Rizzo et al. (2015) también encontraron que la lechuga fue más sensible a los efectos adversos que el rabanito. Los puntos finales de inmovilización (*D. magna*) y elongación de la radícula (*L. sativa* y *R. sativus*) mostraron una respuesta tóxica en todas las muestras. Delgado et al. (2013) informaron una alta mortalidad en dafnias expuestas a lixiviados de guano. La elongación de la radícula fue el punto final con mayor sensibilidad que la germinación de semillas para ambas especies de plantas, según lo informado por Fuentes et al. (2004). La germinación de semillas no mostró respuesta tóxica en 17 y 33% de las muestras para LOEC, NOEC e IC50 respectivamente en el día 14 y 56 para lechuga y en el día 0 para rabanito. Además, este punto final no mostró respuesta tóxica desde el día 14 para el rabanito. Varios autores han informado sobre la genotoxicidad de lixiviados de rellenos sanitarios y extractos de compost en plantas y bacterias terrestres (Cabrera et al., 1999; De Simone et al., 2005; Kwasniewska et al., 2012). Gupta y Kelly (1992) demostraron que el lixiviado de la cama de pollo puede inducir mutagenicidad utilizando la prueba de Ames. Otros estudios podrían centrarse en evaluar la capacidad del compostaje para reducir la genotoxicidad del guano.

Cuadro 3.12. Puntos finales ecotoxicológicos en los organismos evaluados en cada tiempo de muestreo (Intervalo de confianza = 95%).

Puntos Finales	0-d	14-d	56-d	92-d
Lechuga				
<i>Germinación de semillas</i>				
CI ₅₀ (%)	23,5 [15,6-31,5] ^a	69,5 [61,5-77,4] ^{**b}	60,0 [49,2-70,9] ^{**bc}	46,8 [44,4-49,3] ^c
LOEC (%)	28,3 [17,7-39,0] ^a	70,0 [54,0-86,0] ^{*b}	64,0 [50,6-77,4] ^{*b}	50,0 [41,2-58,8] ^{ab}
NOEC (%)	14,2 [8,8-19,5] ^a	50,0 [34,0-66,0] ^{*b}	44,0 [30,6-57,4] ^{*b}	30,0 [21,2-38,8] ^{ab}
<i>Elongación radicular</i>				
CI ₅₀ (%)	8,8 [3,6-14,0] ^a	45,4 [26,5-64,4] ^b	55,0 [39,8-70,2] ^b	32,9 [24,7-41,1] ^{ab}
LOEC (%)	7,8 [1,9-13,6] ^a	25,2 [10,7-41,3] ^a	38,3 [16,6-60,1] ^a	28,3 [17,7-39,0] ^a
NOEC (%)	3,6 [0,5-6,7] ^a	12,3 [3,9-20,7] ^a	24,2 [6,9-41,4] ^a	14,2 [8,8-19,5] ^a
Rabanito				
<i>Germinación de semillas</i>				
CI ₅₀ (%)	63,3 [47,7-78,8] ^{**}	n.t.	n.t.	n.t.
LOEC (%)	88,0 [73,7-100,0] [*]	n.t.	n.t.	n.t.
NOEC (%)	68,0 [53,7-82,3] [*]	n.t.	n.t.	n.t.
<i>Elongación radicular</i>				
CI ₅₀ (%)	9,7 [4,4-15,0] ^a	51,8 [34,4-69,2] ^b	54,1 [39,5-68,7] ^b	41,6 [20,6-62,7] ^{ab}
LOEC (%)	12,0 [0,0-24,3] ^a	49,0 [21,2-76,8] ^a	54,2 [33,9-74,5] ^a	41,0 [11,6-70,4] ^a
NOEC (%)	5,5 [0,0-11,9] ^a	32,2 [8,1-56,3] ^a	36,8 [21,4-52,3] ^a	26,9 [3,0-50,8] ^a
Dafnia				
CE ₅₀ (%)	6,7 [4,3-9,0] ^a	26,5 [16,6-36,4] ^{ab}	29,3 [20,1-38,6] ^b	28,5 [14,8-42,2] ^b
LOEC (%)	9,0 [5,0-13,0] ^a	27,6 [17,0-38,2] ^a	33,3 [16,4-50,2] ^a	28,2 [12,4-43,9] ^a
NOEC (%)	4,3 [1,8-6,8] ^a	16,8 [9,8-23,8] ^a	21,0 [9,0-33,0] ^a	17,3 [6,4-28,3] ^a

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tiempos de muestreo.

* Un total de 83% de las muestras exhibieron respuesta de toxicidad.

** Un total de 67% de las muestras exhibieron respuesta de toxicidad.

n.t.: sin respuesta de toxicidad.

III. Índices de fitotoxicidad

Los índices ICR e IG se han utilizado para evaluar la toxicidad de las muestras de compost con distinto grado de maduración (Tiquia, 2010; Tiquia y Tam, 2000a). Los resultados obtenidos en el presente estudio son similares a los reportados por otros autores. Los valores de IG en la concentración de extracto del 100% fueron cero en el 62,5% de las muestras para lechuga (valor promedio de $IG = 3,88\%$; $n = 24$) y en 16,6% de las muestras para rabanito (valor promedio de $IG = 21,07\%$; $n = 24$), mostrando un alto grado de toxicidad ($IG < 80\%$). Komilis y Tziouvaras (2009), por ejemplo, encontraron valores de IG entre 0 y 6% en la concentración de extracto de 100% (extracto crudo) de compost derivado de guano usando semillas de rabanito, lechuga, pimienta (*Capsicum* spp.), espinaca (*Spinacia oleracea*), tomate (*Lycopersicon esculentum*), berro (*Lepidium sativum*) y pepino (*Cucumis sativus*). Si el extracto crudo inhibe la germinación por completo, el ICR e IG pierden su valor como índices. Por esta razón, Komilis y

Tziouvaras (2009) habían excluido del análisis de correlación los datos IG del compost generado a partir de guano. Una estrategia experimental alternativa fue propuesta por Morel et al. (1985), quienes propusieron determinar el IG utilizando tres concentraciones de extracto acuoso de compost (10, 20 y 40% p/v) (Silva et al., 2009). Sin embargo, esta metodología no se puede utilizar con cualquier tipo de muestra porque las concentraciones dependen del grado de toxicidad. Por lo tanto, en éste experimento se propuso utilizar CICR0,8 y CIG80% como valores de corte para indicar la concentración del extracto acuoso más baja que induce efectos inhibitorios. Además, se consideró que los valores de corte de concentración del extracto acuoso inferiores o iguales al 100% indican inmadurez del compost o cierto grado de toxicidad de una muestra, mientras que los valores superiores al 100% indican ausencia de toxicidad de la muestra o madurez del compost. Estos nuevos índices deberían permitir la comparación entre muestras con diferentes grados de toxicidad, al igual que los índices CE50, CI50 o CL50, los cuales son comúnmente utilizados en ecotoxicología. El uso de varios tipos de muestras permitió analizar la robustez de los índices durante el proceso de análisis (Cuadro 3.13). Las muestras de compost con menor grado de madurez (Experimentos I y II) mostraron efectos inhibitorios.

Los valores CICR0,8 aumentaron entre el tiempo de muestreo inicial y final para la lechuga del 3,40 al 13,10 %, y para el rabanito del 1,52 al 19,90 % (Fig. 3.16). Los valores de CIG80% también aumentaron entre el inicio y el final del experimento para lechuga de 3,05 a 9,68 %, y para el rabanito de 1,49 a 20,15 % (Fig. 3.16). Estos valores indican que el proceso compostaje, mediante aireación pasiva, redujo la toxicidad del guano. Sin embargo, los valores máximos alcanzados de CICR0,8 y CIG80% fueron inferiores al 100%. Por lo tanto, las pilas de compostaje de este estudio no alcanzaron la madurez completa. Otros estudios podrían incorporar estos índices de fitotoxicidad para evaluar varios tipos de muestras, como efluentes, aguas superficiales o extractos de residuos.

Cuadro 3.13. Valores de los nuevos índices de toxicidad en diversos tipos de muestras para la validación de la metodología propuesta.

Tipo de muestra	Origen del residuo	Tratamiento	Semilla	CICR _{0,8}	CIG _{80%}	Referencia
Compost Inmaduro (CG1)	Guano (Exp. I)	Compostaje con volteos	Lechuga	19,67	16,11	Rizzo et al. (2015)
			Rabanito	34,40	21,77	
Compost Inmaduro (CG2)	Guano (Exp. II)	Compostaje con volteos	Lechuga	35,99	30,88	Riera et al. (2014)
			Rabanito	24,63	20,32	

CG1: compost producido a partir de guano y residuos agro-forestales (Experimento I). CG2: compost producido a partir de guano, cama de pollo, cama de equino y aserrín (Experimento II).

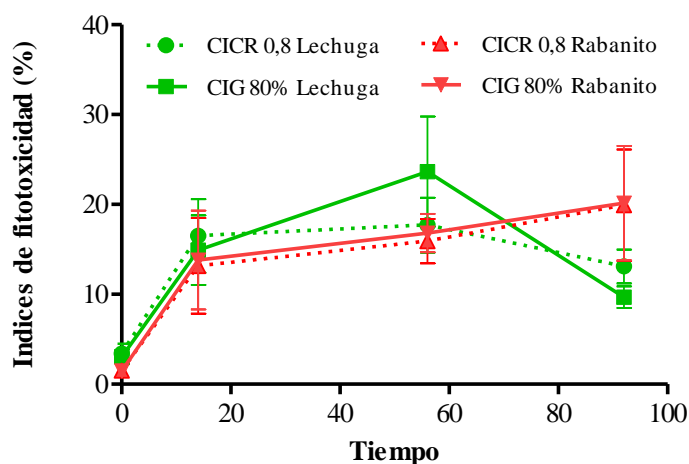


Figura 3.15. Evolución de los índices de fitotoxicidad medidos (expresados como la concentración del extracto acuoso más baja que induce efectos inhibitorios) durante el período de compostaje en el experimento III (media \pm error estándar).

IV. Correlaciones

El análisis multivariado (ACP) puede sugerir una relación entre la toxicidad y el contenido inorgánico y orgánico de las muestras evaluadas. Se detectó una asociación entre los parámetros físico-químicos y los puntos finales ecotoxicológicos, incluidos los momentos de muestreo inicial y final (Fig. 3.16; Apéndice III - Cuadro 7.13). Los resultados de este análisis representan el 67,6% de la variabilidad de la matriz de datos (Fig. 3.16, Apéndice III - Cuadro 7.13). El componente principal 1 (CP1) explicó el 50,9% de la variabilidad y permitió agrupar las variables MO, COT y CE hacia la derecha con valores positivos y separarlos de las variables pH y los índices de fitotoxicidad (CI50 y CIG80% de lechuga), que se ubicaron hacia la izquierda con los mayores valores negativos (Apéndice III – Cuadro 7.13). Por otro lado, el componente principal 2 (CP2) explicó el 16,7% de la variabilidad y permitió agrupar las variables K, Na y CICR0,8 de lechuga hacia la parte superior del gráfico con valores positivos y separarlos de las variables CE50 para daphnia y humedad (%), que se ubicaron hacia la parte inferior del gráfico con los mayores valores negativos (Apéndice III – Cuadro 7.13).

El ACP mostró dos grupos claros de parámetros asociados a cada momento de muestreo. Los valores altos de CE, contenido de carbono (COT y CS), NT, humedad, MO y algunos cationes (principalmente Mn, Mg y Ca) se asociaron con el muestreo inicial, mientras que los valores altos de los puntos finales ecotoxicológicos (baja toxicidad), pH y PT se asociaron con el muestreo final.

Se realizó un análisis de correlación entre los parámetros físico-químicos y ecotoxicológicos (Apéndice III, Cuadro 7.12). La CE50 para daphnia mostró una correlación negativa con CS, Mn y Ca (R : 0,73; 0,72 y 0,69, respectivamente). Además, se observaron correlaciones entre los puntos finales de fitotoxicidad de la lechuga y los parámetros físico-químicos. Los valores más altos de R se obtuvieron para CI50, NOEC y LOEC de germinación de semillas en lechuga. Pablos et al. (2011) reportaron una relación entre la CE y el aumento de la toxicidad. Específicamente, los autores asociaron la conductividad con la inhibición de la elongación de la radícula en las semillas de lechuga (Young et al., 2012). La CI50 mostró una correlación negativa con CS, Mn y NKT (R : 0,86; 0,79 y 0,71 respectivamente), mientras que mostró una correlación positiva con el IRE y el contenido de PT (R : 0,85 y 0,70 respectivamente). La falta de una fuerte correlación entre los índices de madurez y estabilidad también fue reportada

por otros autores (Komilis y Tziouvaras, 2009; Oviedo-Ocaña et al., 2015). Komilis y Tziouvaras (2009) informaron correlaciones negativas entre el IG del berro y el contenido de COT y NT. Sin embargo, se encontró una correlación negativa entre CIG80% de lechuga y Mn (R: 0,69). Tanto la lechuga (R: 0,79) como el rabanito (R: 0,98) obtuvieron una correlación positiva entre CICR0,8 y CIG80%. La menor correlación entre estos índices de fitotoxicidad para la lechuga podría atribuirse a una mayor inhibición de la germinación de la semilla.

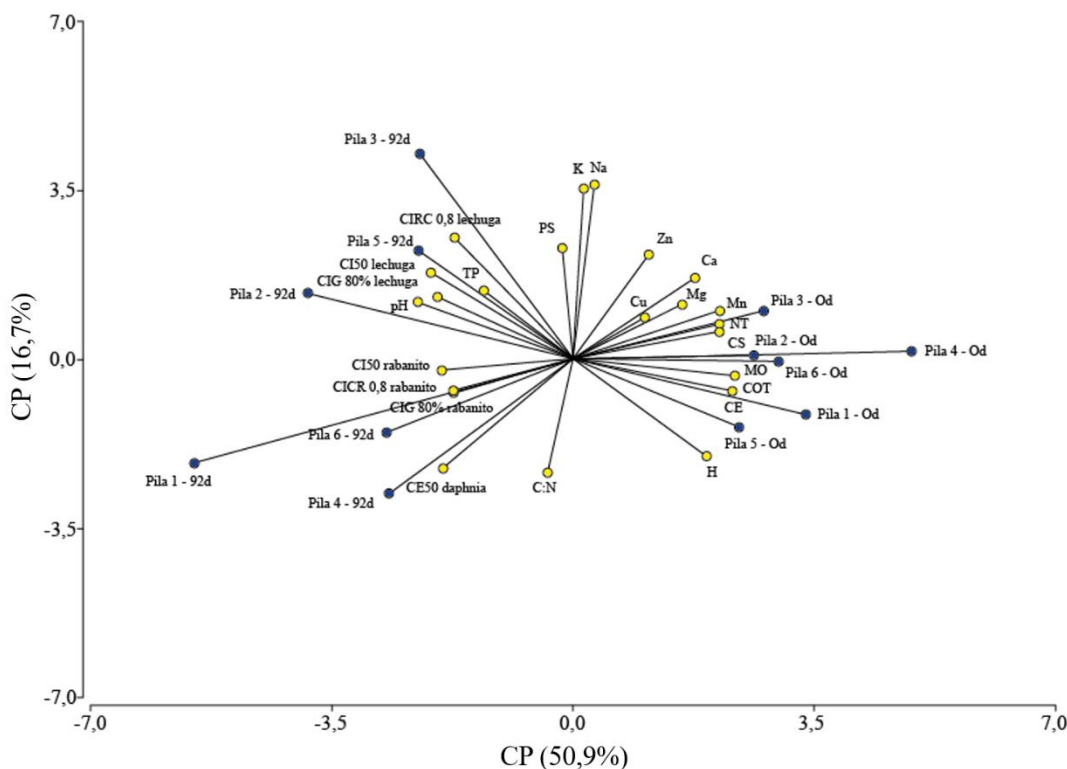


Figura 3.16. Análisis de componentes principales (ACP): asociación entre parámetros físico-químicos y puntos finales ecotoxicológicos. Los datos de CI50 de lechuga y rabanito sólo se muestran para la elongación radicular. Los puntos negros indican cada pila de compostaje y el tiempo de muestreo.

4. Conclusiones

Mediante los ensayos de biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del guano, a escala laboratorio, se puede concluir que, si bien no se encontraron diferencias significativas, se experimentó una tendencia de alcanzar una mayor reducción de la materia orgánica mediante condiciones aeróbicas. La estabilidad biológica del guano se alcanzó más rápidamente bajo condiciones aeróbicas. Si bien, el test de biodegradabilidad aeróbica no permite extrapolar los resultados a residuos que son sometidos a un tratamiento de compostaje, el guano durante los primeros 20-30 días de incubación, alcanzó valores de índice respirométrico cercanos a los parámetros establecidos para compost estables ($IRE \leq 0,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g MO} \cdot \text{h}^{-1}$).

Los resultados obtenidos mediante el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica permitieron determinar un rendimiento de metano de 316 mL CH₄. g SV⁻¹. De esta manera, se destaca el potencial uso del guano para la generación de energía renovable (biogás). Por otro lado, a diferencia del ensayo aeróbico, el contenido de N se mantuvo bajo condiciones anaeróbicas, lo cual ofrece una ventaja comparativa cuando se evalúan procesos de estabilización de residuos que se integran con el uso agronómico, debido al contenido de nutrientes limitantes en sistemas agrícolas, como lo es el N. A partir de los resultados obtenidos, se permite concluir que es necesario implementar otros parámetros (CS, DQO soluble, IRE, etc.) o un mayor número de réplicas para monitorear la evolución de la MO fácilmente biodegradable en pruebas de biodegradabilidad bajo condiciones de laboratorio y, de esta manera, reducir la dispersión en los resultados y detectar diferencias estadísticamente significativas.

Por otro lado, el uso de otros residuos orgánicos frecuentes y abundantes de la zona productora de huevos (aserrín, marlos de maíz, viruta, cama de pollo, cama de caballo, pasto y chip de poda) han mejorado las limitaciones físico-químicas del guano (aumenta la porosidad y la relación C:N, reduce el pH inicial). La importancia de conocer la proporción aproximada de otros residuos que se requieren para ser utilizados como co-sustratos/estructurantes, como así también aspectos relacionados a la disponibilidad, estacionalidad, distancia, entre otros, definirán la factibilidad técnica de un proyecto de compostaje a escala real.

Los residuos compostados mediante sistemas con volteos (Experimentos I y II) alcanzaron la fase termófila y de higienización más prolongada y con temperatura mayores respecto del sistema de aireación pasiva que se evaluó (Experimento III). Este hecho se vio reflejado en la calidad de los compost obtenidos, ya que si bien el compost generado en el sistema con aireación pasiva presentó valores de IRE, relación C:N y pérdida de MO que indican estabilidad del compost, las colonias de *E. coli* se mantuvieron por encima de los límites recomendados por directrices internacionales. Además, los compost producidos mediante sistemas con volteos alcanzaron valores de pérdida de MO y NT mayores a los generados con el sistema pasivo. Por lo expuesto, se concluye que el sistema de compostaje con aireación pasiva resultó menos eficiente que el sistema con volteos para mezclas de residuos a compostar con una elevada proporción de guano.

Según las características de los compost y las mezclas iniciales que les dieron origen, se encontró que altos contenidos de guano en la mezcla inicial (60-70%) no generaron efectos adversos sobre el desarrollo del proceso de compostaje. Sin embargo, el producto final presentó limitaciones más acentuadas para su uso agrícola que aquellos que fueron generados con menor contenido de guano en la mezcla de residuos inicial. Estas limitaciones fueron detectadas mediante las pruebas de fitotoxicidad, las cuales permitieron asociar a los compost derivados de mezclas con altos contenidos de guano con elevados valores de toxicidad, CE y contenido de sales solubles.

Los índices fitotoxicidad propuestos (CICR0,8 y CIG80%), la prueba de inmovilización *D magna* y los contenidos de salinidad indicaron que el compost obtenido mediante el sistema de aireación pasiva no alcanzó la madurez. Por lo tanto, el compost obtenido en el Experimento III no se consideró adecuado para su uso como enmienda del suelo. Además, los puntos finales de *D. magna* permitieron evaluar la toxicidad potencial de lixiviados o efluentes generados por escorrentía, los cuales mostraron correlaciones positivas con los puntos finales de fitotoxicidad. Por otra parte, los análisis multivariados demostraron correlaciones positivas entre los puntos finales ecotoxicológicos (baja

toxicidad) y la actividad biológica (estabilidad) del experimento de compostaje con aireación pasiva. El análisis de componentes principales demostró que estos dos grupos de parámetros se asociaron con el tiempo de muestreo final y mostraron correlaciones negativas con otros parámetros físico-químicos (contenido orgánico e inorgánico). Estos últimos se asociaron al tiempo de muestreo inicial. Finalmente, los nuevos índices de fitotoxicidad propuestos (CICR0,8 y CIG80%) podrían usarse para evaluar la toxicidad de muestras con elevado efecto inhibitorio, ya sean residuos orgánicos con o sin tratamiento, o para implementarse en estrategias de monitoreo como herramientas ecotoxicológicas útiles.

IV. Capítulo 4: EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN A SUELO Y COMO COMPONENTE DE SUSTRATOS DE LOS PRODUCTOS GENERADOS EN EL TRATAMIENTO DEL GUANO DE AVES PONEDORAS⁴

1 Introducción

El concepto de economía circular es frecuentemente utilizado en la actualidad. Kirchherr et al. (2017) han definido a la economía circular como un sistema económico que reemplaza el concepto de “vida útil”, de algún tipo de material, por los conceptos de reducir, reusar, reciclar y reconvertir en procesos de producción/distribución y consumo. Una estrategia para contribuir a este concepto es la recuperación de nutrientes presentes en los residuos para incorporar a sistemas agrícolas de producción. Por otro lado, diversos estudios demuestran la baja disponibilidad actual de determinados recursos naturales que son utilizados como materias primas en la agricultura, tales como turba de *Sphagnum*, roca fosfórica, entre otros. En este sentido, Schoumans et al. (2015) reportaron que la roca fosfórica se ha incluido entre las 14 materias primas más escasas que se agotarán en las próximas décadas. Chojnacka et al. (2019) reportaron que la energía y nutrientes presentes en la biomasa de los residuos puede reconvertirse a través de procesos como la digestión anaeróbica, compostaje o procesos térmicos tales como incineración, pirólisis y gasificación, produciendo biomasa, combustibles líquidos y gaseosos, electricidad y calor. Dichos procesos son considerados como estrategias que contribuyen a esquemas productivos en un contexto de economía circular, ya que, la obtención de energía y enmiendas de uso agrícola permiten la sustitución de recursos naturales no renovables, tales como el suelo, la turba y la roca fosfórica.

Por otro lado, existen otras cadenas de valor que demandan materiales ricos en materia orgánica y nutrientes como lo son el sector florícola, hortícola, aromáticas y forestal (Barbaro et al., 2019). A través de los años se han evaluado diferentes materiales y mezclas, para desarrollar sustratos que presenten características apropiadas para diversos cultivos. En el mundo, el sustrato más comúnmente utilizado para tal fin es preparado con turba de *Sphagnum*, debido a sus mejores propiedades físicas y químicas, así como también por su baja degradación (García-Gómez et al., 2002). En la Argentina, se continúa utilizando suelo como medio de cultivo en producciones de flores ornamentales. Sin embargo, esta práctica contribuye a la degradación y decapitado de suelos de uso agrícola. Además, el suelo, empleado como sustrato, no posee las condiciones físicas y sanitarias que garantizan una óptima producción (Ansorena Miner, 1994). Las desventajas del suelo mineral, el costo de la turba de calidad, junto con la menor

⁴ Artículos publicados:

- 1) Salleses, L. F., Rizzo, P. F., Riera, N. I., Della Torre, V., Crespo, D. E. C. y Pathauer, P. S. 2015. Efecto de compost de guano avícola en la producción de clones híbridos de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus camaldulensis*. Effect poultry manure compost in the production of hybrid clones of *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus camaldulensis*. Ciencia del suelo. revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo., 33(2): 221-228, 2015
- 2) Bárbaro, L.; Karlanian, M.; Rizzo, P.; Riera, N.; Della Torre, V.; Beltrán M. y Crespo D. 2013. Uso del compost avícola en el desarrollo de sustratos para la producción de plantines florales. Revista AgriScientia. 2013, Vol. 30 (1): 25-35.

disponibilidad de ambos materiales, los cuales son considerados recursos naturales no renovables, confluyen en la necesidad de buscar materiales alternativos (Abad et al., 2001; Raviv et al., 1986). Varios residuos y subproductos han sido utilizados como materiales para producir compost y evaluados como componentes de sustratos para la producción de plantas (Estévez-Schwarz et al., 2009), como así también la aplicación directa a suelos agrícolas. De esta manera, los materiales compostados se han utilizado exitosamente para un amplio espectro de especies, desde plantines hortícolas y florales (Cai et al., 2010; Grigatti et al., 2007) hasta forestales (Landis y Morgan, 2009).

Desde otra perspectiva, estudios recientes realizados por el INTA Balcarce (Sainz Rozas et al., 2019) reportan que durante el período 2011-2018, el contenido de materia orgánica de suelos agrícolas de la región pampeana ha disminuido entre 30-50%, según los sitios analizados. Además, han encontrado reducciones en el contenido de N, P, K, S y Ca. Dicho de otra manera, en el escenario del Sistema Agroalimentario Argentino (SAAA) coexisten la oferta de residuos orgánicos por parte de ciertas cadenas y la demanda de materia orgánica y nutrientes por otras. Por otro lado, existen numerosos estudios que reportan efectos sobre el ambiente de un inadecuado manejo de residuos de sistemas intensivos de producción, tales como: generación de GEIs (Hu et al., 2017; Naseem y King, 2018; Wiedemann y McGahan, 2011), pérdida de nutrientes por lixiviación (Crespo et al., 2013; García et al., 2012) y escorrentía (García y Iorio, 2005), entre otros. Si bien, los residuos avícolas son valorados por su contenido de nutrientes (Edwards y Daniel, 1992; Lorimor y Xin, 1999), éstos presentan una compleja composición, ya que también pueden contener microorganismos patógenos (Faissal et al., 2017; Hruby et al., 2018) y otros compuestos, tales como metales pesados, hormonas y compuestos derivados de drogas de uso veterinario (Bártíková et al., 2016; Campagnolo et al., 2002; Edwards y Daniel, 1992; Faissal et al., 2017; Weil y Kroontje, 1979). Por lo tanto, dicha complejidad en la composición del guano puede impactar sobre los distintos componentes del ambiente, como así también en la salud humana y animal.

Asimismo, se requiere un análisis integral de las cadenas de valor del sector agroalimentario (producción animal y vegetal) que proporcionen soluciones con un enfoque sistémico tendientes a promover el reciclaje y la valorización de los residuos, como así también su uso como fuente de nutrientes y materia orgánica. De esta manera, el objetivo general del presente capítulo fue valorizar agronómicamente el guano y los productos obtenidos de los procesos de estabilización evaluados. Por ello, los objetivos específicos del presente capítulo fueron: 1) caracterizar y comparar los productos estabilizados provenientes del tratamiento aeróbico y anaeróbico del guano, compost y digerido, respectivamente, 2) analizar comparativamente los efectos de la aplicación de guano crudo y tratado, sobre un suelo y cultivos, a distintas escalas de análisis y 3) evaluar la factibilidad del uso de compost como componente de sustratos para distintos cultivos bajo cubierta (ornamental y forestal).

2 Materiales y métodos

2.1 Estrategia experimental

Para alcanzar los objetivos planteados en el presente capítulo, se han llevado a cabo 5 experimentos. Se desarrollaron en el Laboratorio de Transformación de Residuos (LTR-

IMyZA INTA Castelar), el Instituto de Floricultura y en el Instituto de Recursos Biológicos (CIRN - INTA Castelar). En el Apéndice IV (Fig. 7.7) se muestra un detalle del procedimiento metodológico utilizado en este capítulo, donde se detallan las muestras de compost obtenidas en el capítulo anterior y su utilización en el presente capítulo.

2.1.1 Experimento A. Efecto de la aplicación de guano crudo, compost y digerido sobre la mineralización de C y N en un suelo agrícola

Se empleó la metodología propuesta por Albuquerque et al. (2012a). El objetivo de este ensayo fue evaluar la mineralización del C y N en un suelo agrícola enmendado con guano crudo y tratado mediante compostaje (compost) y digestión anaeróbica (digerido). El suelo utilizado fue un Argiudol típico de un lote agrícola ubicado en Hurlingham, Bs.As (INTA Castelar). En la Fig. 7.8 (Apéndice IV) se presenta la carta básica semidetallada de suelos del Complejo de Investigaciones Castelar – INTA (Provincia de Buenos Aires), a una escala cartográfica de 1:10000, con información a escala de semidetalle y con un nivel categórico de serie de suelo. Según se observa en la Fig. 7.8 (Apéndice IV), el lote donde se tomaron las muestras de suelo, corresponde a la serie Los Reseros (Gómez, 1993).

Se tomaron muestras de los primeros 20 cm del suelo; las mismas fueron secadas, desestructuradas y tamizadas a 2 mm. En la Fig. 4.1 se muestra el sitio de muestreo de suelo y en los Cuadros 7.14 y 7.15 (Apéndice IV) se detallan las características del suelo perteneciente a la serie Los Reseros, de acuerdo a Gómez (1993) y USDA (1992).



Figura 4.1. Colecta de suelo para los experimentos de laboratorio.

Se utilizó guano proveniente de galpones automatizados para la producción de huevo (SA), el compost obtenido en el Experimento I y un digerido proveniente de un digestor anaeróbico de flujo continuo a escala piloto alimentado con guano de ponedoras (volumen = 20 L), instalado en el LTR IMyZA-INTA Castelar. Los tres materiales evaluados en el suelo fueron caracterizados mediante las metodologías descriptas en los apartados 2.2.1 y 2.2.2 del capítulo anterior, incluyendo parámetros de estabilidad, madurez, calidad, contenido de patógenos y EPT.

Se evaluaron dos dosis de aplicación de cada material, en función al contenido de N. La dosis baja evaluada fue equivalente a 100 kg N.ha⁻¹, mientras que la dosis alta fue equivalente a 600 kg N.ha⁻¹. La dosis alta fue evaluada para analizar los efectos de una dosificación inadecuada de las enmiendas al suelo. Para el diseño de los tratamientos se utilizó un Diseño Factorial Completamente Aleatorizado, con dos factores: 1) Dosis (2

niveles: 100 y 600 kg N.ha⁻¹) y; 2) Tipo de enmienda (4 niveles: guano, compost, digerido y fertilizante que permitió analizar los efectos de ambos factores y sus interacciones). De esta manera, se conformaron 8 tratamientos: suelo + guano a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SG100 y SG600), suelo + compost a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SC100 y SC600), suelo + digerido a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SD100 y SD600) y suelo + fertilización inorgánica con urea a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SF100 y SF600). Estos tratamientos fueron comparados contra un control de suelo sin adición de enmiendas (SS).

Para la preparación de los distintos tratamientos se mezcló suelo seco, desestructurado y tamizado con la cantidad correspondiente de los productos de acuerdo a cada tratamiento (Alburquerque et al., 2012a). Las mezclas de suelo-producto fueron incubadas durante 63 días, por triplicado, en condiciones aeróbicas, en oscuridad a 26 ± 2 °C y la humedad se mantuvo al 60% de la capacidad de retención hídrica con agua destilada.

La incubación, para determinar la mineralización de C, se realizó en frascos de 500 mL cerrados herméticamente donde se incubaron 100 g de suelo con los distintos tratamientos ($n = 27$) (Fig. 4.2-a). Dentro de cada frasco cerrado se colocó un vial de 30 mL que contenía con una solución 0,5 N de NaOH para fijar el C liberado como C-CO₂. Los viales fueron reemplazados, una vez realizada la titulación, y de esta forma se aseguraron las condiciones aeróbicas de las muestras incubadas. Las soluciones de NaOH fueron tituladas con una solución 0,5 N HCl con exceso de BaCl₂ para la precipitación de carbonatos. Cada frasco fue considerado como unidad experimental. Se tomaron muestras para la determinación de C-CO₂ liberado con un frecuencia de 3-7 días del inicio del ensayo (0; 3; 7; 10; 14; 21; 28; 35; 42; 49 y 63 días), alcanzando una totalidad de 297 mediciones repetidas (Alburquerque et al., 2012a) (Fig. 4.2-a y b).

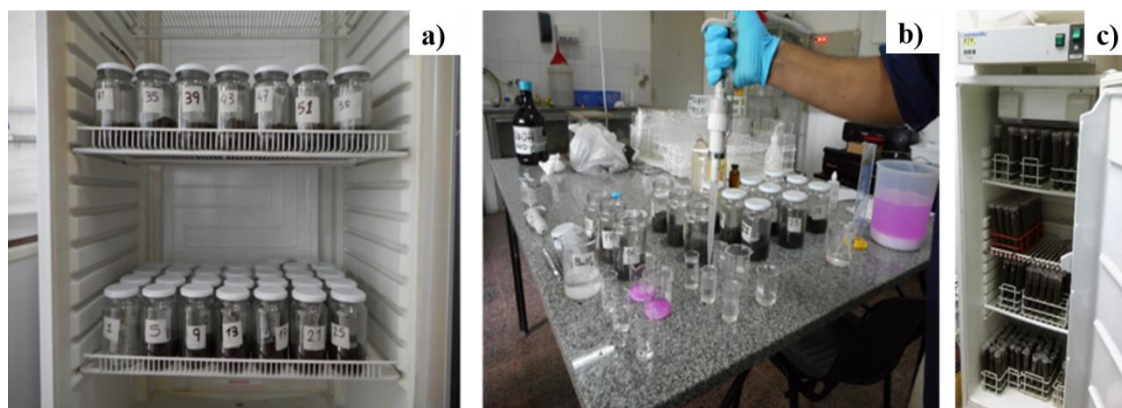


Figura 4.2. a) Incubación del ensayo de mineralización de C, b) Determinación del dióxido de carbono (C-CO₂) liberado, c) Incubación del ensayo de mineralización de N en suelos enmendados con guano crudo y tratado.

Por otro lado, se incubaron muestras de los distintos tratamientos (suelo-producto) en tubos de ensayo (Volumen = 100 mL) bajo las mismas condiciones que el ensayo de mineralización de C, para determinar la mineralización del N en el mismo período (63 días), con la misma frecuencia de muestreo (0; 3; 7; 10; 14; 21; 28; 35; 42; 49 y 63 días) (Fig. 4.2-c). Como ya se mencionó, se implementó un Diseño Experimental Completamente Aleatorizado sin reposición. La unidad experimental consistió en un tubo de ensayo de 100 mL que contenía 60 g de muestra de los distintos tratamientos ($n = 297$). Se realizaron los 9 tratamientos por triplicado, descriptos anteriormente. Se determinó la

concentración de N-NH_4^+ y N-NO_3^- en cada tiempo de muestreo, según protocolos estandarizados (SAMPLA, 2004), como se detalla en el apartado 2.2 de este capítulo.

2.1.2 Experimento B. Efecto de la aplicación de guano crudo y tratado mediante compostaje y digestión anaeróbica sobre el suelo y plantas

El ensayo se llevó a cabo en condiciones de invernáculo (LTR – IMyZA INTA Castelar). Se analizó el efecto de la aplicación de los distintos productos sobre un suelo agrícola y dos cultivos, uno hortícola y otro ornamental. Se utilizaron dos cultivos modelos para evaluar el agregado de las enmiendas: lechuga (*L. sativa*) y coral (*Salvia splendens* L. var. Rojo). Ambas especies fueron sembradas en bandejas de siembra (*plugs*) y una vez obtenidos los plantines (estado vegetativo, 5-6 hojas verdaderas más cotiledones) se seleccionaron aquellos en mejor estado y fueron trasplantados en macetas (1 plantín por maceta, tamaño de maceta N° 14, capacidad 2000 mL aprox., diámetro de boca 14 cm, altura 14 cm) con los tratamientos suelo-producto detallados en los ensayos en escala laboratorio (Experimento A) (Fig. 4.3). Se utilizó el mismo suelo (secado y desestructurado previamente), los mismos productos (guano, compost y digerido) y dosis detalladas en el Experimento A del presente capítulo. Para cada cultivo, se utilizó un Diseño factorial Completamente Aleatorizado, con dos factores: 1) Dosis (2 niveles: 100 y 600 kg N.ha⁻¹) y 2) Tipo de enmienda (4 niveles: guano, compost, digerido y fertilizante). De esta manera, se conformaron 8 tratamientos para cada cultivo: suelo + guano a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SG100 y SG600), suelo + compost a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SC100 y SC600), suelo + digerido a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SD100 y SD600) y suelo + fertilización inorgánica con urea a una dosis de 100 y 600 kg N.ha⁻¹ (SF100 y SF600). Estos tratamientos fueron comparados contra un control de suelo sin adición de enmiendas (SS) y un tratamiento con solo un sustrato comercial (Sb) para evaluar la viabilidad de los plantines, dando un total de 10 tratamientos con cada cultivo.

El experimento tuvo una duración total de 36 días, momento por el cual se alcanzó, en al menos el 90% de los casos, la calidad comercial para cada cultivo (presencia de inflorescencia en coral y cierre del canopeo en lechuga). Cada tratamiento presentó 10 réplicas (200 macetas en total) y fueron regados con agua desionizada manteniendo el contenido de humedad del suelo en capacidad a campo. Para evitar las pérdidas de nutrientes por infiltración, las macetas fueron ubicadas sobre bandejas plásticas (Fig. 4.3). Si bien no se requirió realizar control fitosanitario en ninguno de los cultivos, se eliminaron manualmente las malezas que surgieron durante el período ensayado.

Los parámetros que se analizaron en el suelo son los que se detallan en el apartado 2.2 del presente capítulo (pH, CE, MO, COT, NT, P Bray, fracción total y soluble de cationes mayoritarios y metales). Para determinar el efecto del agregado de productos sobre las plantas, se determinó peso seco de la parte aérea, radicular y total (g).

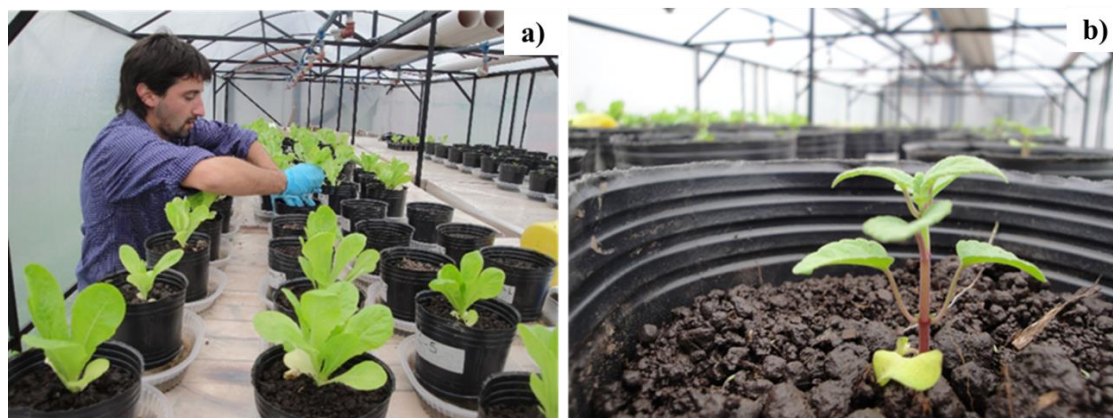


Figura 4.3. Trasplante de plantines, bajo condiciones de invernáculo, de: a) lechuga, b) coral.

2.1.3 Experimento C. Compost de guano en la composición de sustratos para la producción de plantines florales

El objetivo de este experimento fue evaluar el uso de diferentes sustratos formulados con distintas proporciones de 3 compost de guano (CGG) y un compost de corteza de pino (CP), empleando plantines comerciales de coral (*Salvia splendens* L.) y alegría del hogar (*Impatiens walleriana* hybrids Hook. f.). Los compost de guano evaluados fueron elaborados durante el Experimento I del Capítulo III como T1 y T2, ahora asignados como CGG1 y CGG2, junto a un tercer compost denominado CGG3 que fue elaborado con 60% de guano, 30% de marlo de maíz entero y 10% de marlo de maíz triturado, bajo el mismo manejo descrito en el Experimento I, Capítulo III.

Cada compost de guano fue mezclado en 20, 50 y 80% con CP, dando lugar a 9 sustratos formulados o tratamientos: T1) 80% CGG1 + 20% CP; T2) 50% CGG1 + 50% CP; T3) 20% CGG1 + 80% CP; T4) 80% CGG2 + 20% CP; T5) 50% CGG2 + 50% CP; T6) 20% CGG2 + 80% CP; T7) 80% CGG3 + 20% CP; T8) 50% CGG3 + 50% CP y T9) 20% CGG3 + 80% CP. Los mismos fueron evaluados junto a un sustrato comercial utilizado como tratamiento control (TC), formulado con turba *Sphagnum* como principal componente, además de compost de corteza de pino, vermiculita y perlita. Las características químicas de los componentes o compost que formularon los distintos sustratos se muestran en el Cuadro 4.1, como también las del sustrato control (TC).

Se elaboraron 200 litros de cada sustrato y se conservó en bolsas de polietileno negra para su posterior análisis y utilización. Se tomaron muestras de todos los sustratos (100 litros aproximadamente), se tamizaron en un tamiz con una malla de 20 mm x 20 mm y finalmente, se mezcló todo el material tamizado para homogeneizar el lote. Se trazaron dos líneas oblicuas a cada lote tomando 10 litros de dos cuartos opuestos, conformando una muestra de 20 litros. A cada sustrato se le ajustó el porcentaje de humedad a un $50 \pm 2\%$ y se analizaron los parámetros, por triplicado, que se describen en el apartado 2.2 del presente capítulo.

Cuadro 4.1. Caracterización físico-química de los compost evaluados (CGG1, 2 y 3), compost de corteza de pino (CP) y el sustrato comercial.

Parámetros	Unidades	CGG1	CGG2	CGG3	CP	Sustrato comercial
C:N		14,4	13,6	18,1		
N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	mg g ⁻¹	0,002	0,006	0,004		
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ MO h ⁻¹	0,25	0,45	0,37		
Dap	Mg m ⁻³	0,40	0,50	0,50	0,18	0,45
EP	%	78	72	73	88	87
CRA	%	42	46	46	33	51
PA	%	36	26	27	46	36
MO	%	84	87	87	75	56
pH		8,8	9	8,7	4,3	5,1
CE	mS cm ⁻¹	1,4	2	2,7	0,17	0,9
Ca*	g L ⁻¹	0,82	0,98	2,21	0,009	7
Mg*	g L ⁻¹	0,25	0,35	0,47	0,02	2,4
K*	g L ⁻¹	6,56	8,7	11,35	0,355	8,7
Na*	g L ⁻¹	2,01	3,39	2,88	0,16	5

Referencias: EP (espacio poroso total), CRA (capacidad de retención de agua), PA (poros con aire). *: contenido de cationes disueltos.

Se utilizaron dos especies florales: a) plantines de coral (*Salvia splendens* L. var. rojo) y b) alegría de hogar (*Impatiens walleriana hybrids* Hook. f.) var. accent pink Imp. Los ensayos, con las dos especies florales, se realizaron en invernáculo conformando 10 tratamientos (9 sustratos formulados con compost de guano y un sustrato comercial) y cinco repeticiones para cada especie floral ($n = 50$). Se empleó un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA) para cada ensayo, donde cada maceta fue considerada como unidad experimental.

Ambas especies se trasplantaron en el mismo momento, en macetas de 13 cm de diámetro con capacidad para 900 mL de sustrato. El riego se realizó según demanda con agua de pozo, la misma que utilizan los productores de la zona, con un pH de 7,18; CE, 0,79 mS.cm⁻¹; 7,7 mg.L⁻¹ NO₃⁻; 10,3 mg.L⁻¹ Ca; 7,5 mg.L⁻¹ Mg; 12,1 mg.L⁻¹ K; 144,6 mg.L⁻¹ Na; 24,3 mg.L⁻¹ de cloruro y 427 mg.L⁻¹ de bicarbonatos. Los dos ensayos fueron llevados a cabo en simultáneo con temperaturas mínimas y máximas promedio registradas en el invernáculo de 15,2 °C y 35,9 °C, respectivamente.

Solo el tratamiento control con sustrato comercial, para las dos especies ornamentales, fue fertilizado durante todo el ciclo. Se utilizó un fertilizante compuesto 18-18-18 (NPK) y microelementos quelatados (0,02% Cu, 0,05% Fe, 0,05% Mn, 0,001% Mo, 0,02% Zn). Dicho procedimiento se realizó para evitar deficiencias nutricionales en el tratamiento control. Las dosis fueron de 100 mg.L⁻¹ de NPK en la primera semana, 150 mg.L⁻¹ de NPK en la segunda, 200 mg.L⁻¹ de NPK en la tercera y finalmente, dos veces por semana con 200 mg.L⁻¹ de NPK en las restantes semanas. Por otro lado, no se requirió realizar control fitosanitario en ninguno ensayo.

Los ensayos con plantines de coral y alegría del hogar se prolongaron hasta alcanzar su madurez comercial, siendo 34 y 28 días desde el trasplante, respectivamente. Al finalizar los ensayos, se seleccionaron aleatoriamente cinco plantines por tratamiento y se les midió la materia seca de la parte aérea y radicular (secado en estufa a 60 ± 1 °C hasta peso

constante) expresado en unidades de masa. Además, se realizó un análisis químico a la materia seca de la biomasa aérea obtenida en cada tratamiento, como se detalla en el apartado 2.2 del presente capítulo.

2.1.4 Experimento D. Efecto de compost de guano en la producción de plantines forestales

El objetivo de este experimento fue evaluar el efecto de distintos sustratos formulados con compost de guano en la capacidad de enraizamiento y la calidad de planta de dos clones híbridos de *Eucalyptus grandis* × *Eucalyptus camaldulensis*. El compost de guano (CGG) evaluado fue el generado en el Experimento III, mediante un sistema de compostaje con aireación pasiva (sin volteos). Para la confección de los sustratos se utilizó chip de poda y corteza de pino compostada, además del CGG. De esta manera, los sustratos formulados consistieron en mezclas volumétricas en relación 1:1 (v/v) de: CGG + chip de poda (T1); CGG + corteza de pino compostada (T2), CGG puro (T3) y se utilizó un sustrato habitual en viveros forestales, como tratamiento testigo, conformado por turba *Sphagnum*, perlita y corteza de pino compostada (Testigo), en relación 1:1:1 (v/v).

El experimento se desarrolló en el Laboratorio de Bosques Cultivados perteneciente al Instituto de Recursos Biológicos - Centro de Investigación en Recursos Naturales (IRB-CIRN) del INTA Castelar (Fig. 4.4). El ensayo se emplazó siguiendo un Diseño Completamente Aleatorizado compuesto (DCA) por 4 tratamientos, dispuestos en bloques con 3 repeticiones. Las 24 parcelas contenían 42 estacas en 3 líneas dentro de bandejas porta tubetes Dassplastic® A126CP (largo: 359 mm, ancho: 393 mm, capacidad: 532 plantas.m⁻²) y se colocaron en invernáculo de propagación con condiciones de humedad (HR>75%) y temperatura controladas (<32 °C) durante todo el período ensayado. El riego se realizó con aspersores de 7 L.h⁻¹ de caudal. El ensayo se dividió en 3 etapas que usualmente se realizan para la rustificación del material biológico, cada una de ellas se prolongó por 30 días: 1) en invernadero, con condiciones controladas termohigrométricas; 2) en un umbráculo de polietileno con media sombra 80%, sin sistema de humidificación y con riego automático por aspersión, y 3) en vivero con media sombra de 60%, dando por concluido el ensayo una vez finalizada la esta etapa. En todas las etapas se mantuvo la disposición de los bloques y parcelas dentro de ellos, a los fines de facilitar tareas operativas de mantenimiento y anular el efecto de alguna variable que no sea uniforme dentro del invernáculo (por ej. radiación incidente).

El material vegetal utilizado para el ensayo correspondió a clones híbridos de *E. grandis* × *E. camaldulensis* logrados en la EEA INTA Concordia.



Figura 4.4. Ensayo de valorización agronómica de compost de guano en plantines forestales.

De las plantas madres donantes de explantos (IRB INTA Castelar) se realizaron las estacas, con una longitud de 10 cm, con 1-2 entrenudos (apicales y sub-apicales) y con un diámetro de 1,5-3 mm, con un corte perpendicular al eje de la misma en la parte superior y en bisel en el extremo inferior. Las hojas fueron recortadas en un 50% para disminuir el área de transpiración. A modo preventivo se sumergieron las estacas en una solución de fungicida Captan® (2 g.L⁻¹) por 20 segundos, se enjuagó, se aplicó el regulador de crecimiento en la base y se colocó el material vegetal en el sustrato contenido en los tubetes. Se utilizó como regulador de crecimiento el ácido 3-indolbutírico (IBA) en polvo a 3000 ppm, en una mezcla con talco industrial tamizado (Brondani et al., 2012), para mejorar el enraizamiento de estacas (Souza Junior y Wendling, 2003; Wendling y Xavier, 2005). Semanalmente, se realizaron controles fitosanitarios con una solución de fungicida Captan® (2 g.L⁻¹), alternándose con Carbendazim (2 mL.L⁻¹). Al finalizar cada etapa se relevaron las estacas vivas.

Se evaluaron las siguientes variables: Supervivencia en Invernáculo a los 30 días (S 30d), Supervivencia en umbráculo a los 60 días (S 60d), y Supervivencia General a los 90 días (S 90d). Una vez finalizado el ensayo se relevó: Número de hojas (N°H), Longitud de la parte aérea (L), Diámetro a la Altura del Cuello (DAC) y Diámetro del Brote (DB). Esta última variable se midió con un calibre electrónico digital, tomándose 2 medidas normales entre si y promediándose los valores. Luego se descalzaron las plantas, se lavaron cuidadosamente las raíces para eliminar todas las partículas de sustrato y se determinó: Número de raíces (N°R) y Número de Hojas (N°H). Los plantines obtenidos fueron segmentados en 2 secciones: Parte Aérea (PAr) y Parte Radical (PR), las que fueron secadas en estufa a 50 ± 2 °C hasta peso constante. Se determinó relación peso seco Parte Aérea/peso seco Parte Radical (PAr/PR). El Índice de Calidad de Dickson (ICD) (Dickson et al., 1960) y el Índice de esbeltez de Schmidt-Vogt (IES) fueron calculados mediante las siguientes ecuaciones (Schmidt-Vogt, 1990).

$$ICD = \frac{PST}{\left(\frac{L}{DB}\right) + \left(\frac{PA}{PR}\right)} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Donde:

ICD: Índice de Calidad de Dickson

PST: Peso Seco Total del plantín (g)

L: Longitud de la parte aérea (cm)

DB: Diámetro del Brote (mm)

PAr: Peso seco Parte Aérea (g)

PR: Peso seco Parte Radical (g)

$$IES = \frac{L}{DB} \quad \text{Ecuación 4.2}$$

Donde:

IES: Índice de Esbeltez de Schmidt-Vogt

L: Longitud de la parte aérea (cm)

DB: Diámetro del Brote (mm)

2.1.5 Experimento E. Valoración agronómica de compost de guano en la producción de flores de corte

El objetivo del presente experimento fue evaluar el efecto de diferentes dosis de compost de guano en el desarrollo y crecimiento de dos especies de florales ornamentales para corte: girasol ornamental (*Helianthus annuus* var. Sunrich Oranch F1) y cresta de gallo (*Celosia argentea* var. cristata), que corresponden a distinta época del año. El compost (CGG3) fue elaborado con una mezcla inicial formada con 60% de guano, 30% de marlo de maíz entero y 10% de marlo de maíz triturado (v/v). Dicho compost fue utilizado en el Experimento C (CGG3) del presente Capítulo (Fig. 7.7 – Apéndice IV).

Los ensayos se realizaron en un invernáculo del Instituto de Floricultura (CIRN-INTA Castelar). Se realizaron 2 ensayos utilizando 2 especies de flor de corte. Un ensayo se realizó con girasol ornamental (*H. annuus* var. Sunrich Oranch F1) y otro con cresta de gallo (*C. argentea* var. cristata.)

Cada ensayo estuvo conformado por 4 tratamientos (T) con diferentes dosis de CGG3 y tres repeticiones: T1: 72 kg.m⁻²; T2: 48 kg.m⁻²; T3: 24 kg.m⁻²; T4: 0 kg.m⁻² de compost.

Se utilizó un cantero por ensayo de 12 m x 1m dividido en 12 partes de 1 m², separados con tablas de madera (Fig. 4.5). Cada división fue una unidad experimental. Los canteros se encontraban ubicados directamente sobre un suelo Argiudol típico (Serie Los Reseros, Cuadros 7.14 y 7.15 – Apéndice IV). Sin embargo, dicho suelo fue considerado como un sustrato debido a la intensa incorporación de material orgánico, durante muchos años de producción. Para cada ensayo, se utilizó un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA) con tres repeticiones por cada tratamiento.

Las dos especies fueron sembradas en *plugs* y cuando presentaban al menos dos hojas verdaderas y dos cotiledones fueron trasplantadas a los canteros. La distancia de plantación fue 0,15 m x 0,15 m (Fig. 4.5). Los plantines de girasol fueron trasplantados en invierno (11 de julio), mientras que los de cresta de gallo en primavera (9 de noviembre). Cada ensayo tuvo una duración aproximada de 90 días. Las temperaturas mínimas y máximas promedio registradas en el invernáculo durante el ensayo con girasol ornamental fueron 9,5°C y 27,8°C y con cresta de gallo 16,3°C y 34,7°C, respectivamente.

Una vez incorporado el CGG3 a cada unidad experimental se tomó una muestra y se analizaron los parámetros que se detallan en el apartado 2.2 del presente capítulo. El riego se realizó manualmente según demanda con agua de pozo.

Cuando finalizaron los ensayos se cosecharon las varas florales y se midió la masa fresca de la vara floral de 10 plantas por repetición.



Figura 4.5. Implantación de ensayos en canteros: a) Cresta de gallo, b) Girasol.

2.2 Metodología de análisis

A continuación, se detallan los parámetros analizados en todos los experimentos del presente capítulo, en función de la matriz que se evaluó, es decir fracción sólida (suelo, guano, compost, sustratos y biomasa vegetal) y líquida (digerido anaeróbico):

I. Suelo

Se determinó la concentración de nitrógeno de amonio (N-NH_4^+) y de nitrato (N-NO_3^-) mediante el método de extracción con una solución de KCl (2 mol.L^{-1}), destilación con MgO y aleación Devarda y posterior titulación con una solución $0,05 \text{ N}$ de ácido sulfúrico, nitrógeno total (NT) por el método Kjeldahl (digestión, destilación de amoníaco y titulación), MO por el método gravimétrico por pérdida de masa mediante calcinación ($550 \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$), pH por el método potenciométrico (relación muestra- H_2O 1:2,5), conductividad eléctrica (CE) por el método electrométrico (relación muestra- H_2O 1:2,5) y P extractable (P Bray) mediante el método Bray Kurt I modificado (extracción mediante una solución de fluoruro de amonio y ácido clorhídrico y su posterior determinación mediante el método del ácido ascórbico), en las muestras correspondientes a los Experimentos A y B del presente Capítulo, según protocolos estandarizados (SAMPLA, 2004). Además, al inicio y al final del Experimento B, se midió el contenido de humedad por el método gravimétrico por pérdida de masa ($70 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$), cenizas y COT mediante el método de calcinación de la muestra seca hasta peso constante a $550 \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$ (calculado a partir del contenido de MO, factor de conversión 1,78) para todos los tratamientos y el suelo control (SAMPLA, 2004). Las fracciones totales y solubles de los cationes mayoritarios (Ca, Mg, K, Na) y metales (Mn, Fe, Cu y Zn) se cuantificaron en muestras de suelo mineralizadas a partir de una digestión ácida y extractos acuosos respectivamente, mediante métodos colorimétricos utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica (Modelo Varian 220 A). La digestión ácida de las muestras se llevó a cabo utilizando ácido nítrico y un equipo digestor de microondas (MARS, CEM), mientras que los extractos se realizaron mezclando la muestra con agua desionizada (relación 1+5) y posteriormente filtradas.

II. Enmiendas (guano, compost y digerido anaeróbico)

Las tres enmiendas a aplicar en el suelo (Experimentos A y B), como así también los compost que fueron evaluados como componentes de sustratos (Experimentos C y D) y el aplicado en canteros para la producción de flores de corte (Experimento E), fueron caracterizados mediante las metodologías descriptas en los apartados 2.2.1 y 2.2.2 del Capítulo III, incluyendo variables de estabilidad, madurez, calidad, contenido de patógenos, parásitos y EPT. Como parámetro de madurez, se evaluaron los nuevos índices propuestos en el capítulo anterior, utilizando semillas de rabanito (*R. sativus*).

III. Sustratos

Los parámetros evaluados en los sustratos formulados en los Experimentos C, D y E del presente Capítulo, fueron: densidad aparente (Dap) mediante el método Hofmann (Fermino, 2003); espacio poroso total (EP), capacidad de retención de agua (CRA) y poros con aire (PA) por el método de De Boodt mediante el uso de lechos de arena (De Boodt et al., 1973), pH mediante el método potenciométrico y conductividad eléctrica (CE) mediante el método electrométrico, ambos en una relación 1+5 (v/v) de compost/agua (Barbaro et al., 2011). La concentración de Ca, Mg, K y Na (g.kg^{-1}), fueron analizados en el filtrado de la solución 1+5 (v/v) con un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian modelo 220 A) y el contenido de NO_3^- con electrodo ión selectivo (Orion modelo 920 A).

IV. Biomasa vegetal

Se realizó un análisis químico a la materia seca aérea obtenida en cada tratamiento del Experimento C. Para esto, cada muestra fue molida, se pesaron 0,20 g de material molido y se colocó en un crisol de porcelana de 25 ml de capacidad. La muestra fue calcinada en una mufla (500 °C); se dejó enfriar y posteriormente se agregaron 20 mL de HCl 2 N, llevándose a ebullición durante 2 min. Se trasvasó el contenido a una probeta y se llevó a un volumen final de 50 ml con agua destilada. En la solución resultante se analizó la concentración de Ca, Mg, K y Na (g.kg^{-1}), mediante un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian modelo 220 A).

2.3 Análisis estadístico

Para los experimentos A y B se utilizó un diseño factorial completamente aleatorizado; mientras que para los experimentos C, D y E fue un Diseño experimental Completamente Aleatorizado (DCA), con las repeticiones y detalles específicos descriptos en cada Experimento. Los parámetros analizados en las distintas matrices (suelo, enmiendas, sustratos, biomasa) fueron analizados mediante ANOVA ($p < 0,05$) y con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis o Friedman, cuando los datos no cumplían los supuestos. El software estadístico utilizado fue el programa InfoStat versión 2009 (Di Rienzo, 2009). Para comparar los valores medios de los distintos tratamientos respecto al tratamiento

control, en los experimentos A y B, se utilizó la prueba de Dunnett (Graph Pad Prism 5®).

3 Resultados y discusión

3.1 Experimento A. Efecto de la aplicación de guano crudo, compost y digerido sobre la mineralización de C y N en un suelo agrícola

3.1.1 Características de las enmiendas

El Cuadro 4.2 presenta las características iniciales del suelo utilizado en el presente experimento (Argiudol típico – Serie Los Reseros), el cual fue descrito en el apartado 2.1.1 de acuerdo a la carta de suelos (Cuadros 7.14 y 7.15 – Apéndice IV) (Gómez, 1993; USDA, 1992).

Cuadro 4.2. Características iniciales del suelo utilizado (Argiudol típico – Serie Los Reseros; media \pm desvío estándar).

Parámetros	Unidades	Valores
pH		$4,8 \pm 0,2$
CE	$\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$	761 ± 76
MO	%	$5,7 \pm 0,1$
N-NH ₄ ⁺	$\text{mg}.\text{kg}^{-1}$	$59,3 \pm 11,7$
N-NO ₃ ⁻	$\text{mg}.\text{kg}^{-1}$	$0,0 \pm 0,0$
P Bray	$\text{mg}.\text{kg}^{-1}$	294 ± 23
PT	$\text{g}.\text{kg}^{-1}$	$14,4 \pm 1,3$

Por otro lado, en el Cuadro 4.3 se detallan las características físico-químicas de las enmiendas utilizadas. Las propiedades de cada uno de los materiales orgánicos fueron diferentes desde el punto de vista de la mayoría de los parámetros evaluados (estabilidad, madurez, calidad agronómica y contenido de EPT). El digerido presentó menor contenido de materia seca que el guano y el compost ($p < 0,05$). Los resultados relacionados a la estabilidad biológica demuestran que el compost fue estable de acuerdo a la norma nacional de compost (SCyMA y SENASA, 2019). El digerido alcanzó valores cercanos al valor límite establecido en la norma de digeridos (SCyMA, 2019), mientras que el valor de IRE registrado en el guano demuestra la inestabilidad de este tipo de muestra ($2,4 \pm 0,6 \text{ mg O}_2.\text{g MO}.\text{h}^{-1}$). La inestabilidad biológica está relacionada a la presencia de la fracción orgánica fácilmente biodegradable, como se percibe en las muestras de guano crudo. Los valores de IRE registrados en guano crudo y compostado fueron similares a los registrados en el Experimento I, alcanzando valores promedios de 1,92 y 0,30, respectivamente (Rizzo et al., 2015). Si bien, en este experimento no se evaluaron procesos de estabilización del guano, al comparar el grado de estabilización en materiales provenientes de un mismo origen (guano), los resultados sugieren que la implementación de procesos biológicos permite alcanzar o mejorar la estabilización de la materia orgánica del mismo. Por otro lado, el contenido de MO fue significativamente más elevado en el

guano ($p < 0,05$), aunque parte de la misma se encuentre inestable, como se demostró en el Experimento IV del capítulo anterior. Al analizar la biodegradabilidad del guano se encontraron elevados valores de MO fácilmente biodegradable (rango IRE=2,5-3 mg O₂ g MO h⁻¹, rango DQO soluble=130-188 mg O₂.g⁻¹ y rango C soluble=52-72 mg C.g⁻¹). Como se mencionó en el capítulo anterior, varios autores señalan la importancia de contar con indicadores que permitan diferenciar el grado de la biodegradabilidad de la materia orgánica presente en un residuo para evaluar la eficiencia de procesos de estabilización y calidad de las enmiendas, tales como la relación CSA/NT, C soluble, DQO soluble, entre otros (Bernal et al., 2017; Hue y Liu, 1995).

Tanto el guano como el digerido presentaron valores de pH ligeramente alcalinos y valores de CE significativamente más altos a los obtenidos en el compost ($p < 0,05$). Albuquerque et al. (2012b) evaluaron el potencial uso de diversos digeridos anaeróbicos como fertilizante y advirtieron que se debe tener especial cuidado ya que, las dosis excesivas o las aplicaciones continuas de digeridos con elevada CE, ricos en Cl y Na, podrían conducir un aumento en la salinidad del suelo e inhibir el crecimiento de las plantas.

Respecto al contenido de NT y PT, el digerido presentó valores significativamente mayores, cuando éstos son expresados en base seca ($p < 0,05$). A diferencia del compost, el contenido de NT en el guano y el digerido se encontró, principalmente, en su forma reducida, es decir como amonio (N-NH₄⁺). Por otro lado, al comparar los resultados de NT y N-NO₃⁻, se deduce que el N en las muestras de compost se presentó principalmente como N orgánico.

Los análisis de EPT para los tres materiales se muestran en el Cuadro 4.3. Solo se encontraron valores por encima de los límites establecidos en los contenidos de Zn para muestras de guano y compost. Todos los demás EPT analizados presentaron valores por debajo de los límites establecidos. Los elevados contenidos de Zn en el guano fueron reportados por otros autores, los cuales atribuyen la presencia de este elemento, como así también la de Mn, Fe y Cu, a la dieta animal, ya que son agregados como aditivos para reducir enfermedades, como promotores de crecimiento y para incrementar la producción de huevos (Bloem et al., 2017; Bolan et al., 2004).

Cuadro 4.3. Caracterización físico-química, de estabilidad y contenido de EPT del guano crudo y tratado (compost y digerido) empleados en el experimento A y B.

Parámetros	Unidades	Compost	Guano	Digerido	Norma de compost (SCyMA y SENASA, 2019)	Norma de digerido (SCyMA, 2019)
MS	%	80,2 ± 2,2 ^a	25,0 ± 0,4 ^{ab}	1,9 ± 0,4 ^b		
MO	%	30,8 ± 0,7 ^c	66,0 ± 3,3 ^a	44,0 ± 3,1 ^b	≥ 20	> 40
COT	%	17,1 ± 0,4 ^c	36,6 ± 1,9 ^a	24,4 ± 1,7 ^b		
Cenizas	%	69,2 ± 0,7 ^c	34,1 ± 3,3 ^a	56,0 ± 3,1 ^b		
PT	mg.kg ⁻¹ MS	9324 ± 434 ^a	8743 ± 1021 ^a	32436 ± 4 ^b		Declarar
P Bray	mg.kg ⁻¹ MS	1442 ± 43 ^a	8472 ± 3179 ^a	1532,0 ± 227 ^a		
NT	% MS	1,4 ± 0,5 ^b	1,4 ± 0,6 ^b	6,7 ± 1,9 ^a		Declarar
pH		7,1 ± 0,1 ^c	7,7 ± 0,1 ^b	8,6 ± 0,1 ^a	5 - 8,5	6,5 - 8,5
CE	mS.cm ⁻¹	2,3 ± 0,3 ^c	12,2 ± 0,8 ^b	15,5 ± 0,2 ^a	< 4	Declarar
N-NH ₄ ⁺	mg.kg ⁻¹	0,0 ± 0,0 ^b	8016 ± 1367 ^a	2313 ± 187 ^{ab}	≤ 400	Declarar
N-NO ₃ ⁻	mg.kg ⁻¹	0,0 ± 0,0 ^a	0,0 ± 0,0 ^a	0,0 ± 0,0 ^a		
IRE	mg O ₂ .g MO. h ⁻¹	0,4 ± 0,1 ^b	2,4 ± 0,6 ^a	1,0 ± 0,2 ^{ab}	≤ 0,5	≤ 0,5
Cr	mg.kg ⁻¹	16,7 ± 2,0 ^a	1,4 ± 0,4 ^{ab}	0,0 ± 0,0 ^b	100	150
Co	mg.kg ⁻¹	2,9 ± 0,4 ^a	1,5 ± 0,0 ^{ab}	0,0 ± 0,0 ^a		
Ni	mg.kg ⁻¹	8,2 ± 0,6 ^a	6,1 ± 0,9 ^b	0,0 ± 0,0 ^c	30	30
Cu	mg.kg ⁻¹	55,9 ± 6,7 ^b	38,6 ± 1,8 ^b	86,6 ± 15,7 ^a	150	150
Zn	mg.kg ⁻¹	406,7 ± 39,8 ^a	379,3 ± 34,9 ^a	140,5 ± 23,5 ^b	300	300
As	mg.kg ⁻¹	3,7 ± 0,4 ^a	0,9 ± 0,1 ^b	0,1 ± 0,1 ^c	15	15
Se	mg.kg ⁻¹	0,8 ± 0,1 ^a	0,7 ± 0,0 ^b	0,0 ± 0,0 ^c		
Mo	mg.kg ⁻¹	2,0 ± 0,1 ^{ab}	3,9 ± 0,1 ^a	0,0 ± 0,0 ^b		
Cd	mg.kg ⁻¹	0,3 ± 0,1 ^a	0,1 ± 0,0 ^a	0,1 ± 0,1 ^a	1,5	1,5
Pb	mg.kg ⁻¹	10,6 ± 2,7 ^a	1,2 ± 0,4 ^a	1,2 ± 0,1 ^a	100	100

Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tipo de muestras. Todos los valores están expresados en base seca.

En el Cuadro 4.4 se detallan los resultados obtenidos de los análisis microbiológicos y parasitológico para los tres materiales evaluados.

Desde el punto de vista de la higienización, las muestras de compost y digerido presentaron mejores condiciones, ya que los contenidos de microorganismos patógenos (coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli* y *Salmonella* spp.) fueron menores a los obtenidos en las muestras de guano. Respecto al contenido de organismos parásitos, no se encontraron huevos de helmintos viables en ninguna de las muestras (Cuadro 4.4). Varios autores destacaron las ventajas que presentan los digeridos en comparación con los residuos crudos, tales como una mayor estabilidad microbiana e higiene, como así también una mayor cantidad de N presente como amonio (Al Seadi, 2001; Holm-Nielsen et al., 2009).

Cuadro 4.4. Caracterización microbiológica y parasitológica del guano crudo y tratado (compost y digerido) empleados en los experimentos A y B.

Tipo de Parámetros	Parámetro	Unidades	Tipo de muestra			Norma de compost (SCyMA y SENASA, 2019)	Norma de digerido (SCyMA, 2019)
			Compost	Guano	Digerido		
Microbiológico	Coliformes totales	NMP.10 g ⁻¹ MF ó NMP.100 mL ⁻¹	7,8	> 1600	< 1,8		
	Coliformes Fecales	NMP.10 g ⁻¹ MF ó NMP.100 mL ⁻¹	4,5	> 1600	< 1,8	< 1000 NMP. 10 g ⁻¹ MS compost	< 1000 NMP.g ⁻¹ MF
	<i>E.coli</i>	NMP.10 g ⁻¹ MF ó NMP.100 mL ⁻¹	4,5	> 1600	< 1,8		Ausencia
	<i>Salmonella</i> spp.		Negativo	Positivo	Negativo	< 1 NMP. 4 g ⁻¹ MS compost	< 3 NMP.4g ⁻¹ MF
Parasitológico			Negativo *	Negativo **	Presencia ***	< 1 huevo viable de <i>Ascaris</i> . 4 g ⁻¹ MS compost	1 huevo viable.L ⁻¹ de digerido

* Negativo para huevos de nematodos gastrointestinales. ** Negativo para huevos, pero se encontró la presencia de larvas de vida libre. *** Presencia de huevos, pero no viables.

En el Cuadro 4.5 se muestran los puntos finales ecotoxicológicos evaluados en las tres enmiendas, mediante pruebas de fitotoxicidad en semillas de rabanito (*R. sativus*). Los resultados demuestran que cada enmienda presentó distinto grado de fitotoxicidad en la especie utilizada. Si bien, en el compost no se detectaron efectos fitotóxicos, es decir que no se registró inhibición en la germinación y el crecimiento, se registraron efectos en las muestras de digerido y guano, siendo mayores en este último.

Cuadro 4.5. Puntos finales ecotoxicológicos en semillas de rabanito (*R. sativus*) del guano crudo y tratado (compost y digerido) empleados en los Experimentos A y B.

Puntos finales ecotoxicológicos	Unidades	Compost	Guano	Digerido
CI50	%	n.d.	2,25 ± 1,02	13,71 ± 4,79
CICR0,8	%	n.d.	0,03 ± 0,02	9,26 ± 1,68
CIG80%	%	n.d.	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,02

n.d.= no detectado. No se detectó inhibición del 50%, 0,8 y 80%, para CI50, CICR0,8 y CIG80%, respectivamente.

3.1.2 Dinámica de la mineralización del C y características químicas de los suelos enmendados

La evolución de C-CO₂ liberado acumulado en los tratamientos evaluados se detalla en la Fig. 4.6. Al finalizar el período de incubación se percibieron diferencias significativas

en los valores de C-CO₂ liberado, siendo más elevados en los tratamientos SG600 y SD600, seguido por SF600 ($p<0,05$). La cantidad de C-CO₂ liberado del suelo tratado con las distintas enmiendas y dosis aumentó significativamente después de 63 días de incubación (C-mineralizado), en el siguiente orden ascendente (valor medio): 108<116<128<131<139<140<145<188<248 mg C-CO₂.100 g⁻¹ suelo para los tratamientos SS, SC100, SF100, SD100, SC600, SG100, SF600, SD600 y SG600, respectivamente.

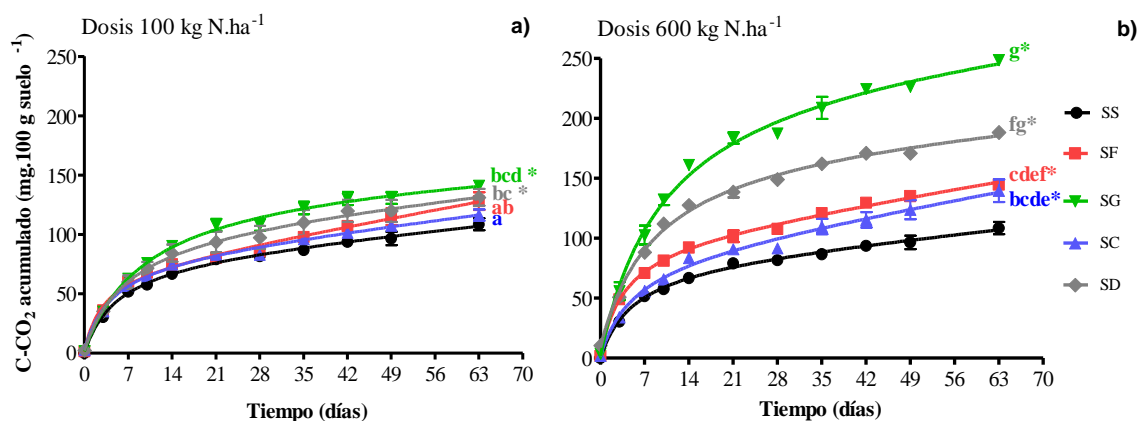


Figura 4.6. Evolución del dióxido de carbono liberado (mg C-CO₂.100 g⁻¹ suelo) de los tratamientos evaluados: a) tratamientos con dosis de enmiendas equivalentes a 100 kg N.ha⁻¹ y, b) tratamientos con dosis de enmiendas equivalentes a 600 kg N.ha⁻¹. Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre tratamientos para los valores de C-CO₂ acumulados al final del ensayo. El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p<0,05$).

Albuquerque et al. (2012a) evaluaron la dinámica del C y N en un suelo enmendado con digeridos de distinto origen, durante 56 días de incubación. Los autores reportaron rangos de valores de C-CO₂ liberado similares a los encontrados en este estudio (63,9-167,9 mg C-CO₂. 100 g suelo⁻¹). Dichos autores concluyen que la composición de las enmiendas y su grado de estabilidad dependerán de los materiales que le dieron origen y del proceso de estabilización. Los autores afirmaron que la co-digestión anaeróbica, incluida la selección de los co-sustratos, debe garantizar que se alcance un cierto grado de estabilidad de la MO del material digerido para evitar efectos perjudiciales en el sistema suelo-planta. Por otro lado, las mayores tasas de liberación de C-CO₂ se encontraron a los 3 días del inicio del ensayo para todos los tratamientos evaluados. En el Cuadro 4.8 se detallan las tasas de liberación de C-CO₂ para el momento de máxima actividad biológica (día 3) y las tasas generales de liberación de C-CO₂ para todo el período ensayado. La tasa de liberación más alta en el día 3 fue en el tratamiento SG600, mientras que la tasa general más alta, contemplando todo el período ensayado, se dio en los tratamientos SG600 y SD600 ($p<0,05$; Cuadro 4.6; Apéndice VI, págs. 217 y 218).

Los resultados encontrados en este experimento sugieren que, si bien en el tratamiento enmendado con alta dosis de guano se generó la mayor liberación de C-CO₂, también en este tratamiento se percibió un aumento significativo de MO en el suelo, respecto al contenido de MO de los tratamientos SS, SC100 y SD100 al final del período de incubación (Fig. 4.7-a). Sin embargo, el contenido de MO en el tratamiento SG600 no difirió significativamente de los tratamientos con alta dosis de compost, digerido y fertilizante. Por otra parte, se registró una interacción de los factores dosis-enmienda para la variable contenido de MO ($p<0,05$; Apéndice IV, pág. 216). Además, en los

tratamientos SG600 y SC600 se registraron valores significativamente mayores de P Bray al finalizar la incubación ($p<0,05$), aunque solo el tratamiento SG600 se diferenció del resto. Este hecho podría explicarse por el elevado contenido de PT en el guano, su elevada disponibilidad y su alta relación P:N (0,77:1) (Fig. 4.7-b).

Cuadro 4.6. Tasa de liberación de C-CO₂ en el momento de máxima actividad biológica (día 3) y tasa de liberación general de C-CO₂ durante el período de incubación en los tratamientos evaluados (media + desvío estándar).

Tratamientos	Tasa máxima de liberación de C-CO ₂ (día 3)	Tasa general de liberación de C-CO ₂ (día 63)
	mg C-CO ₂ . 100 g suelo día ⁻¹	
SS	10,2 ± 0,3	1,7 ± 0,1
SC 100	11,8 ± 0,4 ^a	1,8 ± 0,1 ^a
SC 600	11,4 ± 1,2 ^a	2,2 ± 0,3 ^{ab*}
SG 100	11,7 ± 0,6 ^a	2,2 ± 0,1 ^{ab*}
SG 600	18,6 ± 4,3 ^{b*}	3,9 ± 0,1 ^{d*}
SD 100	11,7 ± 2,5 ^a	2,1 ± 0,2 ^{ab*}
SD 600	17,0 ± 0,6 ^{ab*}	3,0 ± 0,1 ^{c*}
SF 100	12,0 ± 0,5 ^a	2,0 ± 0,2 ^{ab}
SF 600	16,4 ± 0,9 ^{ab*}	2,3 ± 0,1 ^{b*}

Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre tratamientos. El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p<0,05$).

En la Fig. 4.8-a y b se muestran los valores de pH y CE de los suelos enmendados al finalizar el período de incubación. Solo se encontraron valores de pH significativamente mayores, al resto de los tratamientos, en el suelo enmendado con compost a la dosis de 600 kg N.ha⁻¹. Sin embargo, el valor de pH del tratamiento SC600 no difirió significativamente de los tratamientos SC100 y SG600. Por otro lado, el valor más alto de CE se registró en el tratamiento con dosis alta de digerido (600 kgN.ha⁻¹), el cual se diferenció significativamente de SS, SC100 y SD100 ($p<0,05$).

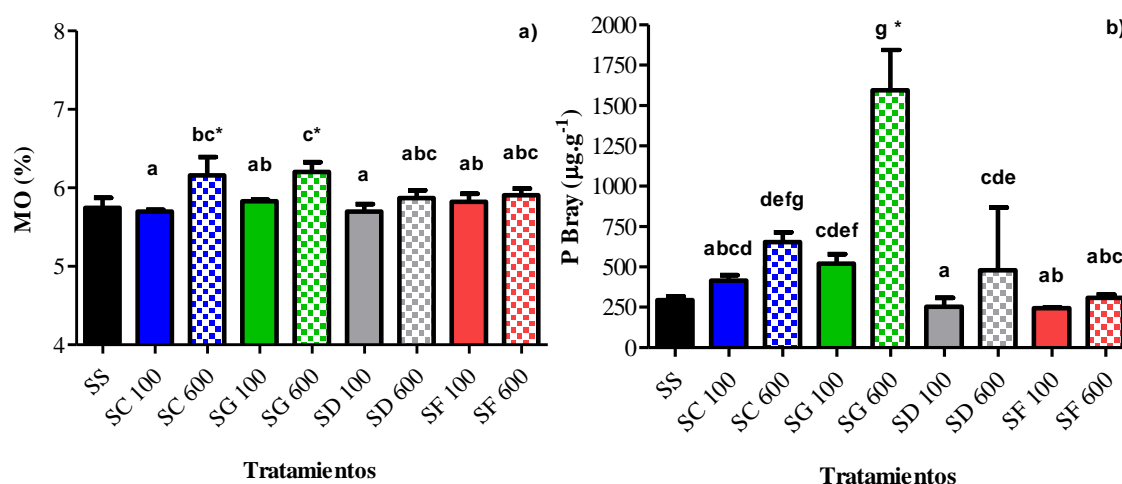


Figura 4.7. Valores medios (± desvío estándar) de: a) materia orgánica (MO) y b) fósforo extractable (P Bray) del suelo en los tratamientos evaluados al finalizar el ensayo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre tratamientos para los valores de MO y P Bray al final del ensayo. El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p<0,05$).

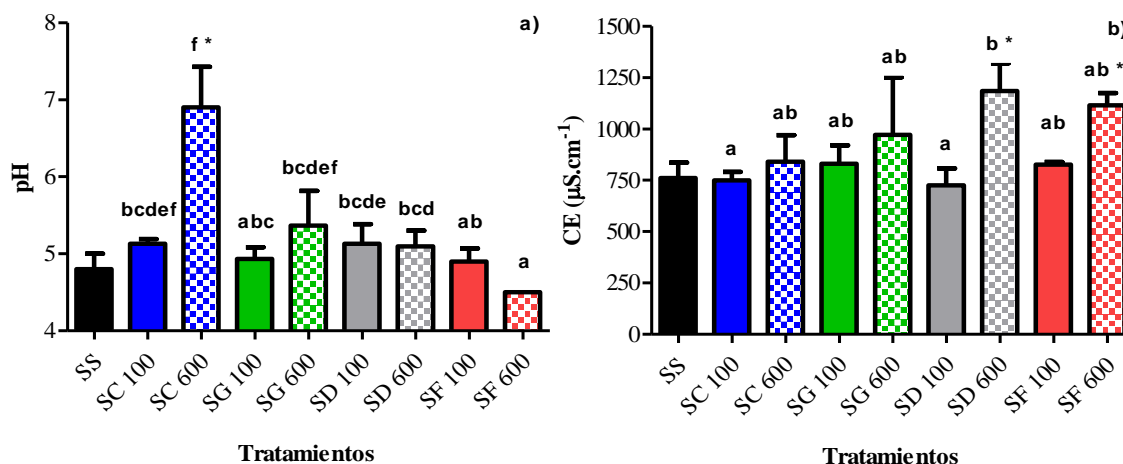


Figura 4.8. Valores medios (\pm desvío estándar) de a) pH y b) conductividad eléctrica (CE) del suelo en los tratamientos evaluados al finalizar el ensayo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos para los valores de pH y CE al final del ensayo. El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p < 0,05$).

3.1.3 Dinámica de la mineralización del N en suelos enmendados

En la Fig. 4.9 se detalla la evolución del N inorgánico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$), N-NH_4^+ y N-NO_3^- de todos los tratamientos evaluados. El contenido de nitrito no fue considerado, ya que bajo condiciones aeróbicas, no se acumula nitrito en el suelo, debido a que rápidamente son transformados por los microorganismos a nitratos o a otras formas de nitrógeno (Alburquerque et al., 2012a). En todos los casos, el contenido inicial de N inorgánico en los suelos con los diferentes tratamientos dependió de la dosis de la enmienda aplicada y de las formas del N aportado, es decir, en el compost dicho nutriente se encontró principalmente como N-orgánico, mientras que, en el guano y el digerido se encontró presente en su forma reducida como N-NH_4^+ (Cuadro 4.3). De esta manera, el contenido de N-NH_4^+ , al inicio del experimento (Cuadro 4.3), fue mayor al de N-NO_3^- , principalmente en los suelos que se les aplicó una dosis alta de guano, digerido y fertilizante (SG600, SD600 y SF600).

En todos los casos se percibió una incipiente disminución del contenido de N-NH_4^+ hasta alcanzar valores mínimos. Durante los primeros 14 días, los tratamientos SS, SC100 y SC600 alcanzaron valores cercanos a cero, mientras que en los tratamientos SG100, SD100, SF100 y SF600 alcanzaron valores mínimos a los 21 días. Finalmente, los tratamientos enmendados con altas dosis de guano y digerido, alcanzaron valores mínimos en contenido de N-NH_4^+ a los 49 y 63 días, respectivamente. Simultáneamente, a la disminución del contenido de N-NH_4^+ se produjo un aumento en el contenido de N-NO_3^- en todos los tratamientos.

El contenido de N-inorgánico inicial en los suelos enmendados percibió un ligero aumento, seguido de una disminución y finalmente un aumento hasta su estabilización en su evolución. La caída en el contenido del N inorgánico, durante los días 3-21 (dependiendo el tratamiento), podría deberse a la inmovilización del N generada por una mayor actividad microbiana como se destacó en el ensayo de mineralización de C. Otros autores también detectaron un período inicial de inmovilización del N-inorgánico luego

de enmendar suelos con digeridos anaerobios y residuos pecuarios (Albuquerque et al., 2012a; Kirchmann y Lundvall, 1993).

Durante el período de incubación, procesos tales como inmovilización, nitrificación, volatilización y denitrificación podrían estar manejando el *pool* de N-inorgánico en el suelo. Al finalizar el ensayo, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para el contenido de N-inorgánico ni interacción por los factores dosis-enmienda ($p > 0,05$; Apéndice IV, pág. 219).

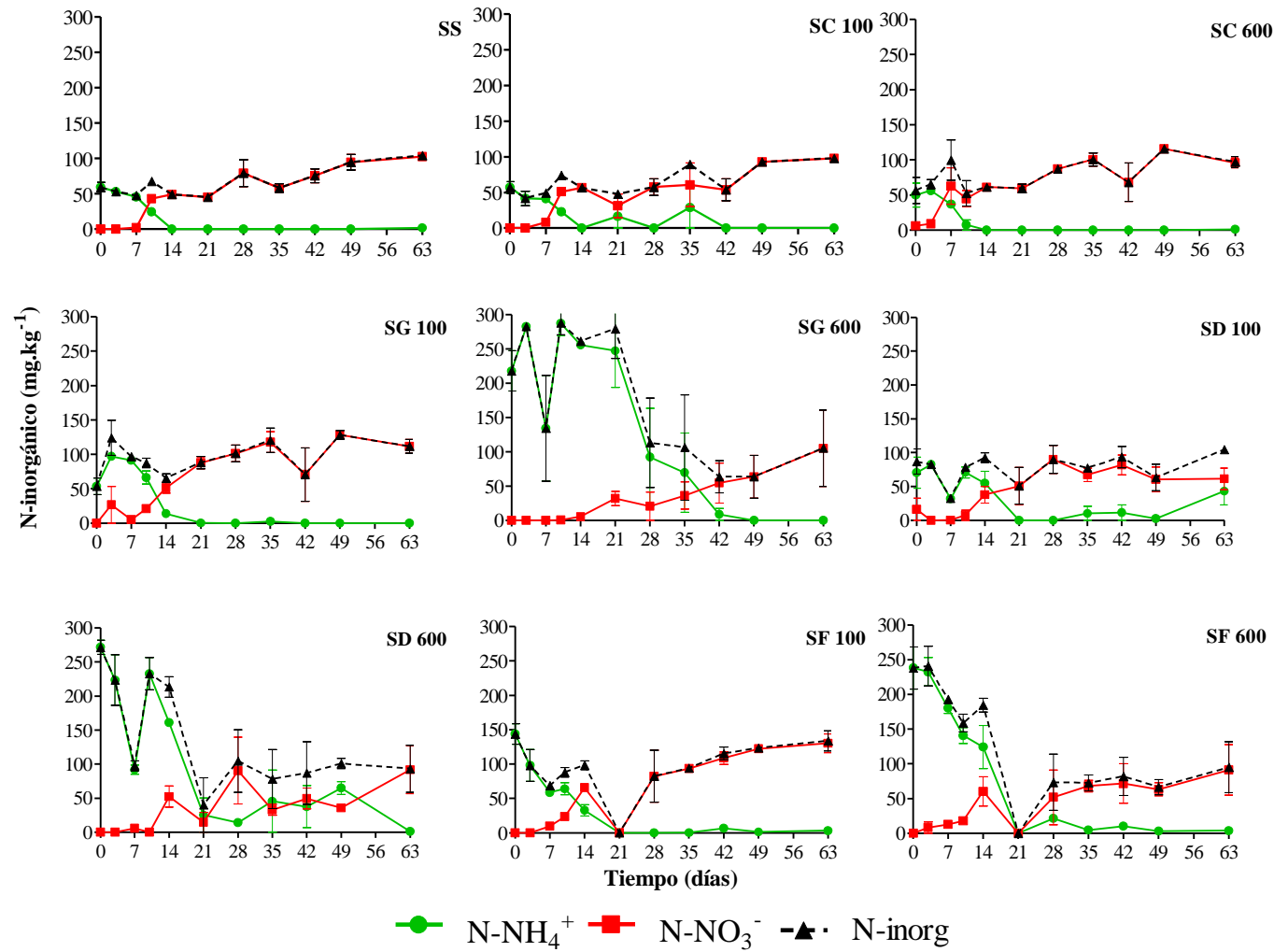


Figura 4.9. Evolución del contenido de nitrógeno inorgánico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$), amonio (N-NH_4^+) y nitrato (N-NO_3^-) de los tratamientos evaluados ($\text{mg N-inorg} \cdot \text{kg}^{-1}$ suelo).

3.2 Experimento B. Efecto de la aplicación de guano avícola crudo y tratado, mediante compostaje y digestión anaeróbica, sobre el suelo y plantas

3.2.1 *Efecto de la aplicación de enmiendas sobre el suelo*

En el presente experimento se evaluó el efecto de la aplicación de enmiendas diferentes, pero de un mismo origen (guano), en el sistema suelo-planta. Para ello, se utilizaron los tratamientos descritos en el Experimento A del presente capítulo, junto a un tratamiento control utilizando un sustrato comercial, y se evaluaron en dos cultivos intensivos bajo cubierta: uno hortícola (lechuga) y otro ornamental (coral) (Fig. 4.11). Las características físico-químicas de los suelos bajo los diferentes tratamientos, al inicio y final del ensayo, se muestran en los Cuadros 4.7, 4.8 y 4.9.

Inicialmente, en varios de los parámetros evaluados, al igual que en el Experimento A, se encontró un efecto de la dosis, la enmienda y su interacción (Cuadro 4.7; $p < 0,05$). Es decir, inicialmente, el suelo enmendado con alta dosis de compost (SC600) se diferenció de los demás tratamientos alcanzando valores significativamente mayores en el contenido de MO, COT y P Bray ($p < 0,05$) (Cuadro 4.7). Como se destacó en el Experimento A, si bien el contenido de MO del compost, expresado en base seca, fue menor que las otras dos enmiendas, la misma se encuentra estable biológicamente ($IRE < 0,5$), es decir que el porcentaje de MO fácilmente biodegradable es menor y, de esta manera, es que podría verse reflejada en el contenido de MO inicial del suelo post aplicación. En cuanto al contenido de P Bray en el tratamiento con alta dosis de compost, como se comentó en el Experimento A, si bien el contenido de PT (base seca) es menor en el compost y en el guano, cuando se calcula el aporte de P por unidad de N aplicado (P:N), dicha relación es mayor en estas enmiendas, alcanzando valores de 0,69:1 y 0,77:1, respectivamente. La relación entre N y P de enmiendas y la requerida por los cultivos, fue estudiada por diversos autores. Eghball (2002) reportó que la aplicación de residuos o compost para satisfacer los requerimientos de N de los cultivos, incrementa fuertemente los niveles de P en el suelo, debido a que la relación N/P del estiércol vacuno sin tratar y compostado es significativamente menor a la relación N/P de absorción de la mayoría de los cultivos. Por ejemplo: la relación N/P del estiércol vacuno fue 2,6 y del compostado 1,9, mientras que la relación N/P de absorción de los cultivos de granos fue 4,5; 5,9 y 4,4 para trigo, maíz y sorgo, respectivamente (Eghball 2002). Los materiales estudiados en esta tesis presentaron valores de relación N/P de 0,015; 0,016 y 0,020, para compost, guano y digerido, respectivamente.

Por otro lado, el contenido de sales solubles (CE) fue significativamente mayor en los tratamientos enmendados con alta dosis de guano y compost y en las dos dosis de digerido ($p < 0,05$), encontrándose interacción entre los factores dosis-enmienda ($p < 0,05$; Apéndice VI, pág. 220). Este efecto se reflejó cuando se analizaron los cationes mayoritarios y metales solubles, particularmente en el caso del K y Mg (>SC600 y SG600) y Na y Mn (> SG600 y SD600). Además, en los tratamientos con alta dosis de guano y digerido se alcanzaron valores iniciales significativamente mayores de pH y Cu soluble. En concordancia con lo expuesto, en la caracterización de las enmiendas en el Experimento A, el digerido presentó valores de pH y Cu significativamente mayores a las otras enmiendas ($p < 0,05$). Mortola et al. (2019) también encontraron aumentos significativos del pH en suelos enmendados a dos dosis de digerido anaeróbico de guano, para un cultivo

de lechuga. Por otro lado, De la Fuente et al. (2013) reportaron el mismo efecto en el incremento del pH del suelo posterior a la aplicación de digerido.

Por lo expuesto, teniendo en cuenta las características particulares de las enmiendas y los efectos obtenidos en el suelo post aplicación, el suelo enmendado con compost percibió un aumento del contenido de MO y aquellos tratamientos con alta dosis de las tres enmiendas incrementaron el contenido de CE y algunos cationes mayoritarios y metales (Cuadro 4.7).

Una vez finalizado el ensayo (día 36), las plantas fueron cosechadas y secadas para determinar la biomasa producida y el suelo de cada tratamiento fue procesado para su posterior análisis (Cuadros 4.8 y 4.9). Si bien se encontraron efectos en las propiedades del suelo, luego de la aplicación, estas diferencias se atenuaron al finalizar el ensayo. Por ejemplo, en el cultivo de lechuga solo se encontraron diferencias significativas en algunas variables del suelo. El suelo enmendado con alta dosis de compost (SC600) presentó valores significativamente mayores de pH y, al igual que en el análisis inicial, presentó mayor contenido de MO, COT, P Bray y Mn total ($p < 0,05$). Por otro lado, el tratamiento enmendado con alta dosis de digerido (SD600) presentó mayor contenido de K, Cu (fracción soluble) y Mg (fracción total).

Al comparar las propiedades químicas de los suelos en el ensayo de coral, se pueden apreciar distintos resultados (Cuadro 4.9). Los suelos cultivados con coral y enmendados con alta dosis de guano y digerido presentaron un mayor contenido de P Bray, Mg, K, Na (fracción soluble), Zn y K (fracción total), mientras que en el tratamiento con alta dosis de guano (SG600) se encontró también un mayor contenido de Zn (fracción soluble), Mg y Fe (fracción total). Se registraron diferencias entre tratamientos en el contenido de sales solubles en los suelos donde se cultivó coral. Aunque se presentaron altas concentraciones Mg, K y Na (fracción soluble), en los tratamientos SG600, SD100, SD600 y SF600, estas no difirieron entre sí, ni con el suelo control (SS). La presencia de estos iones en la solución del suelo original (Argiudol típico) y los menores valores encontrados en los tratamientos SC100 y SC600, podrían asociarse a la adsorción de estos iones a la matriz del residuo compostado. Walker y Bernal (2008) demostraron que la aplicación de guano sin tratar y compostado a un suelo salino mejoró significativamente algunas propiedades del suelo, al aumentar la CIC y el contenido de K (fracción soluble e intercambiable), que limitó la entrada de Na en el complejo de intercambio. Los autores reportaron que estos materiales mejoraron el crecimiento y la nutrición de los cultivos en un suelo altamente salino. Por otro lado, las distintas interacciones entre las fracciones solubles y totales de nutrientes en el suelo podrían explicar estas diferencias. Jakobsen (1992) estudió las interacciones de los nutrientes en el suelo. El autor destaca distintos tipos de interacciones: a) sinergia entre aniones de la solución del suelo que afectan a la absorción y utilización de cationes, b) antagonismo entre cationes y, c) las interacciones entre calcio y fósforo. Por su parte, el autor menciona que la concentración de un catión en la solución del suelo depende de tres factores: a) la cantidad de aniones solubles (siendo los más relevantes los iones nitrato, cloruro, sulfato y carbonato de hidrógeno); b) la relación entre cationes intercambiables (a bajos niveles de un catión intercambiable, el ion se adhiere más de cerca de los coloides) y; c) el grado de solubilidad que puede limitar la actividad de algunos cationes (por ej. la formación de sales menos solubles como fosfatos y carbonatos de calcio) (Jakobsen, 1992).

Cuadro 4.7. Caracterización química de los suelos enmendados al inicio del experimento B.

Parámetros	Unidades	SS	SC100	SC600	SG100	SG600	SD100	SD600	SF100	SF600
Humedad	%	7 ± 1	11 ± 1 c*	14 ± 0 d*	8 ± 0 ab	10 ± 1 bc*	13 ± 1 d*	18 ± 1 e*	7 ± 1 a	7 ± 1 a
MO	%	6 ± 0	6 ± 0 abcd	7 ± 0 e*	6 ± 0 abcde	6 ± 0 de	7 ± 1 de	6 ± 0 de	6 ± 0 ab	6 ± 0 a
Cenizas	%	94 ± 0	94 ± 0 bcde	93 ± 0 a*	94 ± 0 abcde	94 ± 0 ab	93 ± 1 abc	94 ± 0 abcd	94 ± 0 e	94 ± 0 e
COT	%	3 ± 0	3 ± 0 a	4 ± 0 b*	3 ± 0 a	4 ± 0 a	4 ± 0 a	3 ± 0 a	3 ± 0 a	3 ± 0 a
NT	%	0,20 ± 0,00	0,22 ± 0,00 ab	0,26 ± 0,02 b*	0,24 ± 0,04 b	0,24 ± 0,01 b	0,21 ± 0,01 ab	0,25 ± 0,00 b	0,18 ± 0,01 a	0,02 ± 0,25 ± 6,0 ± 0,1
pH	UpH	6,0 ± 0,1	6,0 ± 0,1 ab	6,0 ± 0,1 abc	6,1 ± 0,0 defg	6,6 ± 0,0 g*	5,9 ± 0,3 a	7,3 ± 0,0 g*	6,0 ± 0,1 abcdef	abcde
CE	μS.cm ⁻¹	88 ± 3	113 ± 8 ab	177 ± 5 c*	105 ± 9 a	207 ± 33 c*	171 ± 53 bc*	227 ± 1 c*	88 ± 3 a	88 ± 3 a
P Bray	mg.kg ⁻¹	30 ± 4	28 ± 4 ab	62 ± 3 h*	27 ± 4 a	33 ± 1 bcdef	34 ± 4 cdefg	39 ± 1 fgh*	30 ± 4 abc	30 ± 4 abcd
Fracción soluble	Ca	1 ± 1	5 ± 3 a	21 ± 11 b*	2 ± 1 a	6 ± 5 b	8 ± 6 b	0 ± 0 b	1 ± 1 a	1 ± 1 a
	Mg	5 ± 0	7 ± 1 efg	11 ± 4 g*	5 ± 1 abcd	10 ± 2 g*	6 ± 1 e	7 ± 2 ef	5 ± 0 ab	5 ± 0 a
	K	280 ± 24	546 ± 49 ab	342 ± 38 b	318 ± 6 a	5770 ± 1944 b*	410 ± 55 ab	747 ± 227 ab	280 ± 24 a	280 ± 24 a
	Na	64 ± 1	75 ± 7 e	85 ± 4 fg	69 ± 4 d	171 ± 70 h*	77 ± 8 ef	137 ± 29 h*	64 ± 1 ab	64 ± 1 a
	Zn	1 ± 0	0 ± 0 abc	0 ± 0 a	0 ± 1 abc	0 ± 0 abc	0 ± 0 ab	2 ± 1 a	1 ± 0 bc	1 ± 0 bc
	Mn	0 ± 0	1 ± 0 abcdef	1 ± 0 abcd	1 ± 0 abcde	1 ± 1 g*	1 ± 0 abcdefg	2 ± 1 g*	0 ± 0 ab	0 ± 0 a
	Cu	1 ± 0	0 ± 0 a*	1 ± 1 ab	1 ± 0 abc	2 ± 0 bc	1 ± 0 abc	2 ± 0 c	1 ± 0 bc	1 ± 0 bc
	Fe	79 ± 18	129 ± 66 a	74 ± 23 a	107 ± 28 a	139 ± 87 a	105 ± 39 a	229 ± 99 a*	79 ± 18 a	79 ± 18 a

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos. El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p < 0,05$).

Estos resultados, destacan la relevancia de conocer diversos factores que interaccionan en el complejo suelo-planta, tales como: concentración y disponibilidad de macro y micronutrientes, pH, CE, contenido y grado de estabilidad de la materia orgánica, tipo de cultivo receptor (tolerancia, requerimientos nutricionales, etc.), características del suelo previo a la instalación del cultivo, entre otros. Como se comentó en el Capítulo Introductorio, las enmiendas son muestras complejas que no solo dependen de los residuos que le dieron origen, sino también de los sistemas de producción de procedencia (convencionales-automatizados), del manejo y almacenamiento de los residuos, de los procesos de estabilización a los que fueron sometidos, las condiciones de almacenamiento de los productos estabilizados, entre otros. De esta manera, es recomendable conocer las características de las enmiendas orgánicas para conocer sus potencialidades (por ej: contenido de N y P) y limitaciones (por ej: elevada CE, alto contenido de sales solubles, Na, EPT, patógenos-parásitos, etc.). Ajustar las dosis de residuos orgánicos de origen pecuario o los productos estabilizados, solo por el contenido de N y/o P y los requerimientos de los cultivos, como recomiendan algunos manuales de buenas prácticas, podría ocasionar consecuentemente, contaminación puntual por otro elemento que se encuentra en exceso y que no fue contemplado durante el cálculo de la dosis y, de esta manera, comprometer la calidad de los suelos y otros recursos naturales (por ej: acumulación de P, EPT, salinización por Na, etc.). Por esta razón, además de realizar monitoreos frecuentes de la calidad del suelo, es recomendable conocer las características de las enmiendas y establecer criterios para definir las dosis, ya sean por sus potencialidades o por sus limitaciones.

Cuadro 4.8. Caracterización química de los suelos enmendados al final de experimento (Cultivo: lechuga; media \pm desvío estándar). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p < 0,05$).

Parámetros	Unidades	SS	SC100	SC600	SG100	SG600	SD100	SD600	SF100	SF600
Humedad	%	25 \pm 1	27 \pm 1 c	23 \pm 2 bc	23 \pm 4 bc	20 \pm 2 abc	19 \pm 1 abc*	14 \pm 4 a*	19 \pm 3 abc*	16 \pm 4 ab*
MO	%	6 \pm 0	6 \pm 0 cde	6 \pm 0 e	5 \pm 1 ab	6 \pm 0 bcde	6 \pm 0 abc	6 \pm 0 de	6 \pm 0 a	6 \pm 0 abcd
Cenizas	%	94 \pm 0	94 \pm 0 cd	94 \pm 0 a	95 \pm 1 cd	94 \pm 0 abc	94 \pm 0 cd	94 \pm 0 ab	94 \pm 0 d	94 \pm 0 bcd
COT	%	3 \pm 0	3 \pm 0 cde	3 \pm 0 e	3 \pm 0 ab	3 \pm 0 bcde	3 \pm 0 abc	3 \pm 0 de	3 \pm 0 a	3 \pm 0 abcd
NT	%	0,19 \pm 0,02	0,19 \pm 0,03 a	0,21 \pm 0,01 a	0,19 \pm 0,01 a	0,19 \pm 0,01 a	0,18 \pm 0,01 a	0,17 \pm 0,02 a	0,16 \pm 0,01 a	0,18 \pm 0,02 a
pH	UpH	8,0 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1 ab	8,3 \pm 0,1 b	8,0 \pm 0,1 ab	8,0 \pm 0,1 ab	8,0 \pm 0,2 ab	7,6 \pm 0,2 a	7,9 \pm 0,3 ab	7,7 \pm 0,3 ab
CE	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	290 \pm 16	271 \pm 8 a	327 \pm 25 a	342 \pm 70 a	309 \pm 19 a	330 \pm 69 a	379 \pm 57 a	322 \pm 64 a	311 \pm 46 a
P Bray	mg.kg^{-1}	27 \pm 0	18 \pm 2 d*	37 \pm 2 d*	18 \pm 1 ab*	35 \pm 1 d*	15 \pm 2 a*	17 \pm 3 ab*	29 \pm 3 cd	26 \pm 0 abc
Fracción soluble	Ca	2 \pm 1	3 \pm 4 c	2 \pm 1 bc	2 \pm 2 bc	1 \pm 1 abc	3 \pm 2 c	1 \pm 0 a	1 \pm 0 abc	1 \pm 1 ab
	Mg	6 \pm 4	4 \pm 1 a	5 \pm 2 a	3 \pm 0 a	8 \pm 3 a	9 \pm 7 a	10 \pm 5 a	5 \pm 3 a	8 \pm 5 a
	K	255 \pm 181	138 \pm 36 a	210 \pm 74 ab	210 \pm 187 ab	250 \pm 27 ab	158 \pm 54 ab	519 \pm 300 b	169 \pm 42 ab	309 \pm 194 ab
	Na	1579 \pm 316	1443 \pm 139 a	1593 \pm 162 a	1635 \pm 221 a	1572 \pm 326 a	1563 \pm 117 a	2046 \pm 332 a	1580 \pm 158 a	1807 \pm 357 a
	Zn	2 \pm 2	1 \pm 1 a	2 \pm 2 a	3 \pm 4 a	3 \pm 0 a	3 \pm 3 a	5 \pm 3 a	1 \pm 0 a	4 \pm 4 a
	Mn	1 \pm 1	1 \pm 0 a	1 \pm 1 a	1 \pm 1 a	2 \pm 0 a	1 \pm 0 a	2 \pm 1 a	1 \pm 0 a	2 \pm 1 a
	Cu	1 \pm 2	1 \pm 0 abcd	1 \pm 0 abcd	1 \pm 1 abc	1 \pm 0 bcd	1 \pm 0 ab	2 \pm 1 d	0 \pm 0 a	1 \pm 1 abcd
	Fe	76 \pm 30	106 \pm 67 a	140 \pm 97 a	155 \pm 175 a	231 \pm 22 a	131 \pm 49 a	129 \pm 0 a	107 \pm 41 a	291 \pm 194 a
Fracción total	Ca	10 \pm 1	11 \pm 1 b	13 \pm 1 b	2 \pm 1 a*	4 \pm 2 a*	10 \pm 1 b	10 \pm 1 b	11 \pm 1 b	11 \pm 2 b
	Mg	99 \pm 10	73 \pm 11 abc	80 \pm 1 abc	61 \pm 9 a	55 \pm 32 ab	108 \pm 71 abc	88 \pm 1 c	86 \pm 9 abc	89 \pm 4 c
	K	290 \pm 25	204 \pm 16 a	238 \pm 40 a	604 \pm 714 a	215 \pm 48 a	262 \pm 64 a	197 \pm 31 a	260 \pm 59 a	253 \pm 11 a
	Na	170 \pm 29	89 \pm 50 a	113 \pm 65a	205 \pm 34a	203 \pm 13 a	124 \pm 62 a	127 \pm 29 a	209 \pm 31 a	166 \pm 50 a
	Zn	4 \pm 0	4 \pm 0 a	4 \pm 1 a	4 \pm 0 a	4 \pm 0 a	4 \pm 1 a	4 \pm 1 a	4 \pm 0 a	4 \pm 0 a
	Mn	34 \pm 3	34 \pm 2 ab	35 \pm 1 b	32 \pm 6 ab	35 \pm 1 ab	34 \pm 2 ab	31 \pm 0 a	34 \pm 3 ab	35 \pm 4 b
	Cu	2 \pm 0	2 \pm 1 b	2 \pm 0 b	2 \pm 0 ab	2 \pm 0 a	2 \pm 0 ab	2 \pm 1 ab	2 \pm 0 b	2 \pm 0 b
	Fe	1093 \pm 212	982 \pm 35 ab	1105 \pm 89 a	791 \pm 154 a*	878 \pm 67 ab	1079 \pm 68 ab	1003 \pm 133 ab	1112 \pm 104 a	1101 \pm 42 a

Cuadro 4.9. Caracterización química de los suelos enmendados al final de experimento (Cultivo: coral; media \pm desvío estándar). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). El símbolo asterisco (*) indica diferencias significativas del tratamiento indicado respecto al tratamiento control (SS) (Prueba de Dunnett, $p < 0,05$).

Parámetros	Unidades	SS	SC100	SC600	SG100	SG600	SD100	SD600	SF100	SF600
Humedad	%	25 \pm 1	27 \pm 7 abc	26 \pm 1 c	24 \pm 1 a	24 \pm 2 ab	25 \pm 1 abc	26 \pm 1 c	25 \pm 1 abc	25 \pm 0 abc
MO	%	6 \pm 0	6 \pm 0 a	6 \pm 0 a	6 \pm 0 a	6 \pm 1 a	6 \pm 0 a	6 \pm 1 a	6 \pm 0 a	6 \pm 0 a
Cenizas	%	94 \pm 0	94 \pm 0 a	94 \pm 0 a	94 \pm 0 a	94 \pm 1 a	94 \pm 0 a	94 \pm 1 a	94 \pm 0 a	94 \pm 0 a
COT	%	3 \pm 0	3 \pm 0 a	4 \pm 0 a	3 \pm 0 a	3 \pm 0 a	3 \pm 0 a	3 \pm 0 a	3 \pm 0 a	3 \pm 0 a
NT	%	0,17 \pm 0,02	0,19 \pm 0,02 a	0,20 \pm 0,03 a	0,19 \pm 0,03 a	0,20 \pm 0,02 a	0,16 \pm 0,03 a	0,20 \pm 0,03 a	0,18 \pm 0,01 a	0,18 \pm 0,02 a
pH	UpH	7,3 \pm 0,8	7,2 \pm 0,2 a	7,2 \pm 0,4 a	7,0 \pm 0,1 a	6,5 \pm 0,2 a	7,0 \pm 0,0 a	7,0 \pm 0,0 a	7,0 \pm 0,3 a	6,8 \pm 0,3 a
CE	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	405 \pm 147	412 \pm 59 a	432 \pm 77 a	446 \pm 25 a	643 \pm 113 a	420 \pm 77 a	505 \pm 97 a	428 \pm 49 a	522 \pm 206 a
PBray	mg.kg^{-1}	42 \pm 4	23 \pm 3 abc*	40 \pm 2 e	41 \pm 2 ef	53 \pm 4 g*	21 \pm 0 a*	51 \pm 2 g*	27 \pm 2 d*	21 \pm 2 ab*
<i>Fracción soluble</i>	Ca	606 \pm 120	488 \pm 62 a	538 \pm 91 a	470 \pm 87 a	481 \pm 110 a	398 \pm 65 a*	465 \pm 33 a	349 \pm 57 a*	457 \pm 6 a
	Mg	9 \pm 2	6 \pm 2 abc	8 \pm 5 abcd	5 \pm 2 ab	12 \pm 6 d	6 \pm 1 abcd	10 \pm 3 abcd	5 \pm 1 a	11 \pm 4 d
	K	466 \pm 36	191 \pm 24 a*	225 \pm 25 ab*	251 \pm 40 abc*	460 \pm 22 d	379 \pm 47 bcd	387 \pm 81 cd	273 \pm 64 abc*	348 \pm 77 abcd
	Na	1691 \pm 193	1286 \pm 351 a	1396 \pm 253 ab	1268 \pm 156 a	2057 \pm 68 bc	1873 \pm 407 abc	1807 \pm 215 abc	1573 \pm 53 ab	2401 \pm 7 c*
	Zn	4 \pm 2	0 \pm 0 a*	0 \pm 0 ab*	0 \pm 0 abc*	2 \pm 1 ef	5 \pm 0 f	1 \pm 1 abcd*	0 \pm 1 abcde*	1 \pm 1 def*
	Mn	2 \pm 1	0 \pm 0 a*	0 \pm 0 ab*	0 \pm 0 ab*	1 \pm 0 ab*	2 \pm 0 c	1 \pm 1 abc	1 \pm 0 ab*	1 \pm 0 bc
	Cu	1 \pm 1	0 \pm 0 abc	0 \pm 0 ab	0 \pm 0 a	0 \pm 0 de	2 \pm 1 g	0 \pm 0 def	0 \pm 0 abcd	0 \pm 0 defg
	Fe	334 \pm 78	66 \pm 2 a*	83 \pm 35 ab*	104 \pm 9 ab*	124 \pm 21 abc*	230 \pm 22 c	178 \pm 74 abc*	140 \pm 55 abc*	194 \pm 40 bc*
<i>Fracción total</i>	Ca	12 \pm 0	15 \pm 1 c*	15 \pm 1 bc	11 \pm 1 a	11 \pm 0 ab	10 \pm 1 a	11 \pm 1 a	10 \pm 1 a	11 \pm 1 a
	Mg	84 \pm 7	46 \pm 3 a	86 \pm 6 bcd	103 \pm 20 cdef	102 \pm 5 f	84 \pm 11 bc	80 \pm 6 ab	89 \pm 6 bcd ef	84 \pm 20 bcde
	K	226 \pm 32	154 \pm 26 a	222 \pm 33 ab	221 \pm 63 abc	319 \pm 21 e*	284 \pm 45 bcde	480 \pm 279 bcde	242 \pm 13 abcd	242 \pm 41 bcde
	Na	159 \pm 26	157 \pm 0 ab	159 \pm 19 ab	113 \pm 59 a	159 \pm 7 ab	184 \pm 30 b	169 \pm 21 b	154 \pm 18 ab	179 \pm 8 b
	Zn	4 \pm 0	4 \pm 0 ab	4 \pm 0 abcd	4 \pm 0 abcd	6 \pm 3 d	4 \pm 0 a	4 \pm 0 abcd	4 \pm 0 abc	4 \pm 1 abcd
	Mn	31 \pm 3	31 \pm 0 a	34 \pm 1 a	38 \pm 7 a	35 \pm 0 a	33 \pm 3 a	34 \pm 1 a	35 \pm 1 a	40 \pm 6 a*
	Cu	2 \pm 0	2 \pm 0 a	2 \pm 1 a	2 \pm 0 a	3 \pm 1 a	2 \pm 0 a	2 \pm 0 a	2 \pm 0 a	1 \pm 0 a
	Fe	1116 \pm 161	864 \pm 48 a	1005 \pm 44 ab	1185 \pm 145 bcde	1514 \pm 540 e	1049 \pm 4 abcd	1124 \pm 65 a	1054 \pm 35 abc	1075 \pm 118 abcde

3.2.2 Efecto de la aplicación de enmiendas sobre los cultivos

Al igual que en el suelo, las enmiendas y las dosis generaron efectos sobre los cultivos. La Fig. 4.10-a y b muestran la producción de biomasa aérea, radicular y total (peso seco) para lechuga y coral, respectivamente (Fig. 4.11). Si bien no hubo diferencias significativas en el peso total y radicular en el ensayo de lechuga (Fig. 4.10-a), se percibieron diferencias significativas en el peso seco de la parte aérea, alcanzando los mayores valores en el tratamiento con alta dosis de digerido, siguiendo el siguiente orden: SD600 > SG600 = SF600 > SD100 = SF100 > SC100 = SC600 = SG100 > SS.

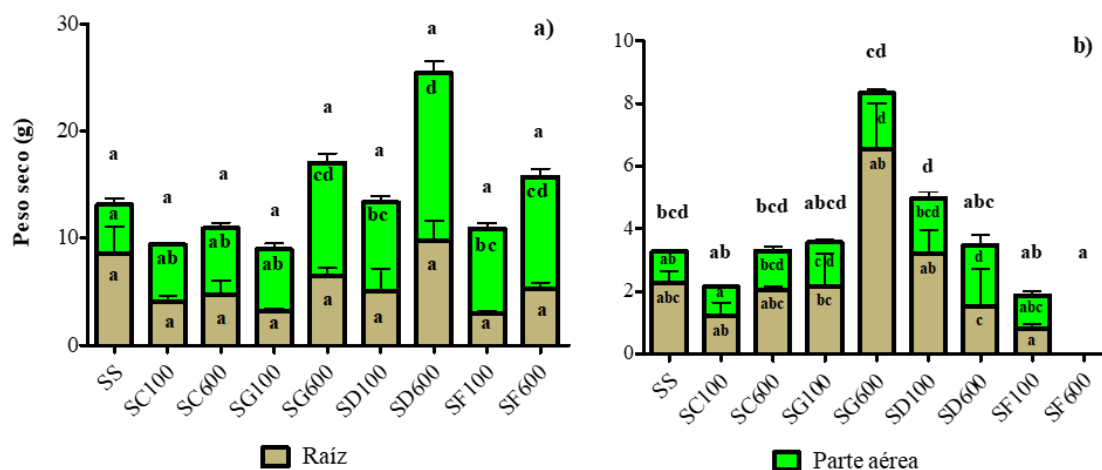


Figura 4.10. Producción de biomasa aérea, radicular y total (g): a) lechuga; b) coral. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos para los valores de peso seco total aéreo y radicular para lechuga y coral, respectivamente.



Figura 4.11.a) Cultivo de lechuga, b) cultivo de coral al final del experimento.

En el caso de coral, el tratamiento con dosis alta de fertilizante presentó toxicidad, alcanzando la muerte de los plantines a los pocos días del trasplante. Por otro lado, los mayores valores de biomasa aérea se alcanzaron con los tratamientos de alta dosis de guano (SG600) y digerido (SD600), seguidos por el tratamiento enmendado con dosis alta de compost (SC600) y bajas dosis de digerido y guano (SD100 y SG100), aunque no se encontraron diferencias significativas entre esos tratamientos. Iocoli et al. (2019)

reportaron efectos similares. Estos autores evaluaron la aplicación de isodosis de diversos digeridos anaeróbicos y residuos pecuarios sin tratamiento, en función al contenido de N, en plantas de lechuga. Los mayores valores de biomasa los alcanzaron con las aplicaciones de digeridos y atribuyeron estos incrementos a la mayor cantidad porcentual del N-inorgánico como amonio. Por otro lado, estos investigadores destacaron que, si bien los digeridos presentaban diversa procedencia, los mismos no diferían tanto en su calidad como sí se percibió en los residuos que le dieron origen. Mortola et al. (2019) reportaron mayores rendimientos de biomasa en cultivo de lechuga, al igual que en este estudio. Los autores asociaron dicho incremento en el rendimiento a la lenta liberación de nutrientes, coincidente a los mayores requerimientos del cultivo durante su desarrollo.

3.3 Experimento C. Compost de guano en la composición de sustratos para la producción de plantines florales

La densidad aparente (Dap) (Cuadro 4.10) de cada sustrato superó el rango establecido como óptimo, menor a 400 kg.m^{-3} (Abad et al., 2001; Ansorena Miner, 1994). Una Dap más alta dificulta el manejo del sustrato en cuanto al traslado, transporte y relleno de las macetas (Handreck y Black, 2002; Kämpf, 2005).

El espacio poroso total (EP) de todos los sustratos superó el valor óptimo del 80% (Abad et al., 2001; Abad et al., 2004; Ansorena Miner, 1994; Bunt, 2012; Burés, 1997) (Cuadro 4.10). Entre los sustratos, hubo diferencias significativas ($p < 0,0001$): aquellos formulados con 80% de CGG fueron los de mayor porosidad total, seguidos por los formulados con 20% de CGG. El sustrato con 80% de CGG1, superó estadísticamente a los restantes sustratos.

La relación entre los poros con aire y con agua permite valorar la textura y/o estructura del sustrato (Abad et al., 2004). Los sustratos con 20% y 50% de CGG tuvieron los mayores porcentajes de la capacidad de retención de agua (Cuadro 4.10); en el sustrato con 20% de CGG3 se observó el mayor valor ($p < 0,0001$). La porosidad de aireación (PA) fue mayor en los sustratos formulados con 80% de CGG, en particular para el sustrato con 80% de CGG1 que superó significativamente ($p < 0,0001$) a los demás sustratos (Cuadro 4.10).

Estos resultados sugieren que los compost de guano evaluados aportaron aireación al sustrato y menor capacidad de retención hídrica (CRH). Sin embargo, considerando los rangos óptimos según Bunt (2012) y Abad et al. (2004) (PA: 20-30%; CRH: 24-40%), todos los sustratos presentaron adecuada capacidad de retención hídrica y alto porcentaje de poros con aire.

En cuanto a los valores de pH, los sustratos con 80% de CGG tuvieron los valores más altos (7,9-8,3), seguidos por aquellos con 50% (7,0-7,6), superando el rango óptimo establecido para la mayoría de las especies cultivadas en sustratos, según Handreck y Black (2002) (pH entre 5,5-6,3) (Cuadro 4.10). Los sustratos con 20% de CGG y el sustrato comercial se encontraron cercanos o dentro de este rango. El pH tiene gran influencia sobre la disponibilidad de los nutrientes y algunos de éstos se encuentran más disponibles que otros según su valor (Ansorena Miner, 1994; Bunt, 2012; Burés, 1997). Peterson (1982) reportó que, en sustratos orgánicos, algunos nutrientes (P, Fe, Mn, B, Zn

y Cu) aumentan la disponibilidad con la disminución del pH, mientras que Ca y Mg, aumentan la disponibilidad en el rango de pH 7,5-8,5 (USDA y USCC, 2001). De esta manera, el compost de guano por tener valores de pH superiores a 8,0, genera un incremento directo en el pH final de los sustratos, dependiendo del % empleado en la formulación, aumentando la disponibilidad de Ca y Mg.

Cuadro 4.10. Caracterización física-química de los sustratos evaluados al inicio del ensayo.

Sustratos	Dap		Espacio poroso total		Poros con aire		CRH		pH		CE	
	(kg.m ⁻³)		(EP %)		(PA %)		(%)				(mS.cm ⁻¹)	
CGG1 20%+ CP 80%	590	a	86	cd	45	de	40	cd	6,3	g	0,8	f
CGG1 50%+ CP 50%	580	ab	85	de	42	efg	43	bd	7	e	1	e
CGG1 80%+ CP 20%	550	bcd	89	a	57	a	32	f	7,9	c	1,1	d
CGG2 20%+ CP 80%	540	cde	85	d	44	ef	41	bcd	6,6	f	1	e
CGG2 50%+ CP 50%	530	de	84	ef	40	g	44	d	7,4	d	1,3	c
CGG2 80%+ CP 20%	560	bcd	87	b	49	cd	39	b	8,2	b	1,6	b
CGG3 20%+ CP 80%	520	e	87	b	36	h	51	a	6,6	f	1	de
CGG3 50%+ CP 50%	540	de	83	f	40	fg	42	bc	7,6	d	1,6	b
CGG3 80%+ CP 20%	570	abc	87	b	53	b	34	ef	8,3	a	2,1	a
Sustrato comercial	570	abc	87	bc	51	bc	36	e	5,1	h	1,1	de

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). CGG: Compost de guano de gallina CP: Compost de corteza de pino.

Excepto los sustratos con 50% y 80% de CGG2 y CGG3, que presentaron valores de CE superiores a 1 mS.cm⁻¹ (entre 1,3 y 2,1 mS.cm⁻¹), los restantes sustratos tuvieron valores cercanos al límite (Cuadro 4.10). El sustrato con 80% de CGG3, se diferenció estadísticamente de todos los sustratos por su mayor valor ($p < 0,0001$). Valores menores a 1 mS.cm⁻¹ son recomendables para su uso. Si el sustrato supera este valor, podría generar problemas de salinidad, los cuales dependerán de la edad de la planta, condiciones ambientales, prácticas de manejo y característica de la especie (Abad et al., 2004).

En cuanto al contenido de nutrientes, según los valores de referencia de Barbaro et al. (2014), los niveles de K (750-1300 mg.L⁻¹) y Na (500-800 mg.L⁻¹) fueron aceptables para el sustrato comercial y los sustratos con 20% de CGG1 y CGG3, pero los restantes sustratos tuvieron niveles altos de ambos elementos (Fig. 4.12-a). En especial, el sustrato con 80% de CGG3, el cual se diferenció estadísticamente de los demás sustratos ($p < 0,0001$). Los niveles de K en los sustratos con compost de guano fueron altos en relación a los demás macronutrientes analizados. Las concentraciones de K reportados en compost varían entre 0,7 a más de 12 g.kg⁻¹, con una media de 5,4 g.kg⁻¹ (Kahn et al., 2005); los niveles de K de los CGG1, CGG2 y CGG3 fueron de 9,37 g.kg⁻¹, 12,43 g.kg⁻¹ y 14,68 g.kg⁻¹ respectivamente, es decir, superiores a los valores medios. Valores similares se encontraron en los compost de residuos de la elaboración cerveza (levadura y malta) con restos de poda de limoneros (8,5 g.kg⁻¹ K) y compost producidos con residuos de oliva y hojas de olivo (12,6 g.kg⁻¹ K) (García-Gómez et al., 2002).

Los niveles de N-NO₃⁻, Ca y Mg (Fig. 4.12-b) fueron aceptables, según los valores de referencia (0,20-0,30; 0,75-1,20; 0,25-0,40 g.L⁻¹, respectivamente), para el sustrato comercial y bajos para los demás sustratos (Barbaro et al., 2014). El sustrato comercial se diferenció por la mayor concentración de N-NO₃⁻ y Mg con los restantes ($p < 0,0001$).

Los sustratos comerciales tienen una carga de macro y micronutrientes más equilibrada que permiten un crecimiento inicial rápido y, en algunos casos, es suficiente para nutrir a la planta en todo el período del almácigo (Favaro et al., 2002), en los siguientes períodos se recomienda fertilizar según los requerimientos de la especie.

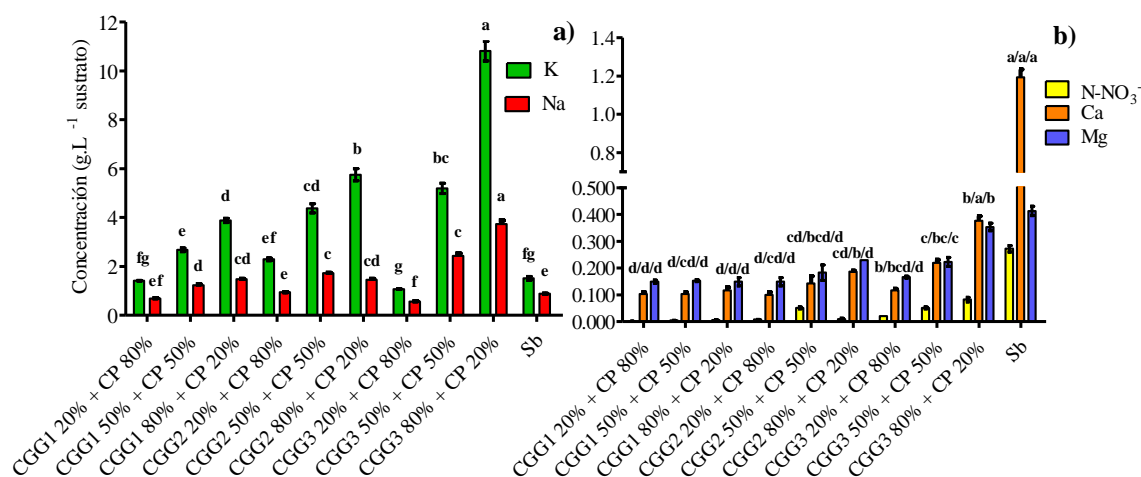


Figura 4.12. Concentración de nutrientes solubles en los sustratos formulados al inicio del ensayo (media \pm error estándar): a) potasio (K) y sodio (Na), b) N-nitrato (N-NO_3^-), calcio (Ca) y magnesio (Mg). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test de Tukey, $p < 0,05$).

En relación a la productividad vegetal, los plantines de coral desarrollados en el sustrato comercial lograron la mayor masa seca aérea y radicular (valores medios 1,30 g y 0,53 g, respectivamente), diferenciándose de los restantes sustratos ($p < 0,0001$). Le siguen los plantines desarrollados en los sustratos con 20% de CGG3 (1,19 g y 0,41 g), CGG2 (1,02 g y 0,32 g), CGG1 (0,91 g y 0,32 g) y con 50% de CGG1 (0,84 g y 0,32 g) (Fig. 4.13-a).

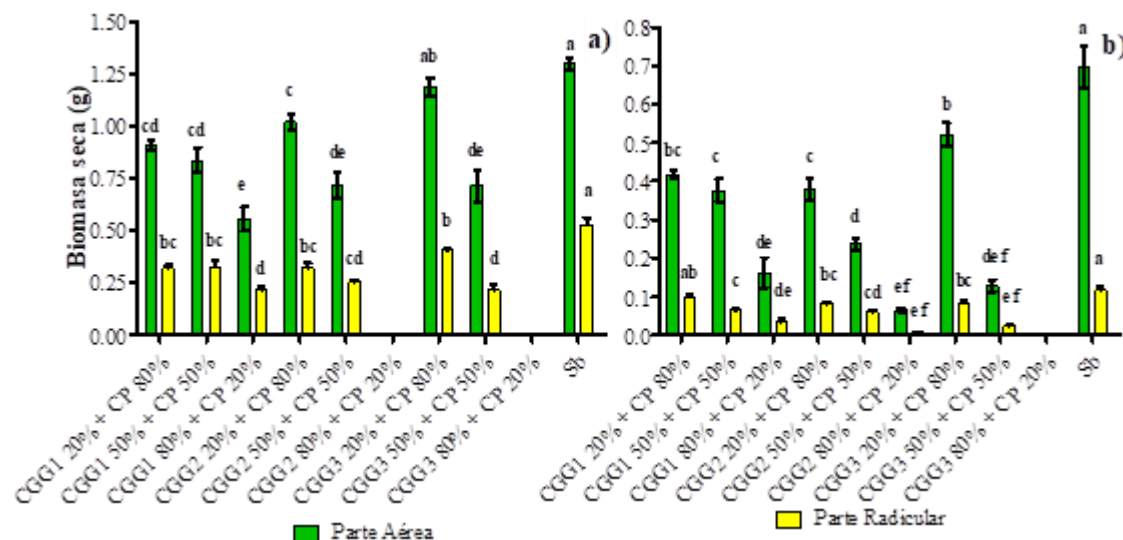


Figura 4.13. Masa seca aérea y radicular de: a) coral y b) alegría del hogar (media \pm error estándar). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test de Tukey, $p < 0,05$).

Resultados similares se obtuvieron en el ensayo con plantines de alegría del hogar (Fig. 4.13-b): los desarrollados en el sustrato comercial alcanzaron una mayor masa seca aérea y radicular (0,70 y 0,12 g) diferenciándose de los restantes sustratos ($p < 0,0001$), seguido por los plantines desarrollados en el sustrato con 20% de CGG3 (0,52 y 0,082 g), CGG1 (0,42 y 0,096 g), CGG2 (0,38 y 0,079 g) y con 50% de CGG1 (0,37 y 0,063 g).

Los sustratos con 50% de CGG2 y CGG3 y con 80% de CGG1, CGG2 y CGG3 presentaron valores de CE mayores a 1 mS.cm^{-1} . Los plantines de coral desarrollados en los sustratos con 80% de CGG2 y CGG3 y los plantines de alegría del hogar desarrollados en los sustratos con 80% de CGG3 murieron a los 3 días después trasplante. Los plantines de coral murieron a partir de valores de $\text{CE} = 1,6 \text{ mS.cm}^{-1}$, mientras que los de alegría del hogar lo hicieron a partir de valores de $\text{CE} = 2 \text{ mS.cm}^{-1}$. Grigatti et al. (2007) utilizaron distintos porcentajes de compost de restos de poda y lodo de depuradora para producir plantines de salvia (*Salvia splendens* L.), begonia (*Begonia semperflorens hybridus*), tagete (*Tagete erecta* L.) y mimulus (*Mimulus luteus* L.) y también observaron que los plantines de mejor calidad eran los desarrollados en aquellos sustratos que tenían una $\text{CE} \leq 1 \text{ mS.cm}^{-1}$. Esto demuestra la importancia de la CE al formular un sustrato.

En el análisis químico de la masa seca aérea se observó que en los plantines de coral (Cuadro 4.11) y de alegría del hogar (Cuadro 4.12) desarrollados en el sustrato comercial y en los que contenían 20% de CGG, se obtuvo una mayor concentración de Ca y Mg y una menor concentración de K. Si bien, la disponibilidad de estos nutrientes disminuye con la disminución del pH, la disponibilidad relativa de los mismos no constituiría una limitación a los valores de pH reportados en el sustrato comercial ($\text{pH} = 5,1$) y el sustrato con 20% de CGG1 ($\text{pH} = 6,3$), favoreciendo de esta manera la absorción por parte de los cultivos (Barbaro et al., 2019; Barbaro et al., 2014; USDA y USCC, 2001).

Los análisis de la masa seca aérea de los plantines en los sustratos con 80% y 50% de los tres CGG presentaron mayor contenido de K, pero menor de Ca y Mg. Estos resultados sugieren que en los últimos tratamientos hubo un alto consumo de K e inhibición en la absorción de Ca y Mg (Bunt, 1988). Resultados similares encontraron Bustamante et al. (2008) y Carmona et al. (2012) debido a una mayor proporción de compost de orujo de uva en el sustrato usado para producir plantines de melón (*Cucumis melo* L.), lechuga (*L. sativa* L.), brócoli (*Brassica oleracea* L.), acelga (*Beta vulgaris* L.) y cilantro (*Coriandrum sativum* L.).

Los resultados confirman las conclusiones de Carmona et al. (2012), quienes mencionan a la alta salinidad y a la baja capacidad de retener agua de la mayoría de los compost como unas de sus principales desventajas y, por lo cual, es necesario mezclar con otros materiales para formular un sustrato. Los sustratos formulados con menor porcentaje (20%) de CGG, y con 50% de CGG1, fueron los de mayor capacidad de retención de agua y menor salinidad, los cuales favorecieron el desarrollo de los plantines de coral y alegría del hogar.

El CGG1 fue elaborado a partir de una mezcla con 40% de guano; mientras que, los demás compost contenían un 60%, y este mayor porcentaje incrementó la CE del compost elaborado. Es decir, que la alta salinidad del CGG se podría corregir disminuyendo el porcentaje de guano en la mezcla inicial, lo que permitiría utilizar el compost elaborado en mayores porcentajes en formulaciones de sustratos.

Cuadro 4.11. Contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio de la masa seca aérea de las plantas de coral de cada sustrato evaluado (media).

Sustratos	Calcio (g cm ⁻³)	Magnesio (g cm ⁻³)	Potasio (g cm ⁻³)	Sodio (g cm ⁻³)
CGG1 20% + CP 80%	2,9 bc	2,3 bc	21,7 d	17,6 cd
CGG1 50% + CP 50%	2,4 bcd	2,0 c	33,1 bc	19,3 bc
CGG1 80% + CP 20%	2,0 cd	2,0 c	35,5 bc	22,0 a
CGG2 20% + CP 80%	3,2 ab	3,1 ab	32,9 bc	20,5 ab
CGG2 50% + CP 50%	1,7 d	2,1 c	39,6 ab	22,1 a
CGG2 80% + CP 20%	SP	SP	SP	SP
CGG3 20% + CP 80%	2,6 bcd	2,4 bc	31,6 c	19,1 bc
CGG3 50% + CP 50%	1,9 cd	2,2 bc	44,8 a	22,4 a
CGG3 80% + CP 20%	SP	SP	SP	SP
Sustrato comercial (Sb)	4,2 a	3,5 a	23,4 d	15,8 d

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). CGG: Compost de guano de gallina CP: Compost de corteza de pino. SP: Sin plantas por mortandad.

Cuadro 4.12. Contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio de la masa seca aérea de las plantas de alegría del hogar de cada sustrato evaluado (media).

Sustratos	Calcio (g cm ⁻³)	Magnesio (g cm ⁻³)	Potasio (g cm ⁻³)	Sodio (g cm ⁻³)
CGG1 20% + CP 80%	3,56 b	3,95 b	30,18 e	22,18 cd
CGG1 50% + CP 50%	2,44 c	2,91 c	49,71 cd	25,64 abc
CGG1 80% + CP 20%	2,04 de	1,94 de	67,59 ab	29,96 ab
CGG2 20% + CP 80%	2,96 bc	3,42 bc	43,09 d	23,15 cd
CGG2 50% + CP 50%	1,93 de	2,08 de	59,29 bc	25,38 bc
CGG2 80% + CP 20%	1,78 e	1,86 d	73,43 a	30,37 a
CGG3 20% + CP 80%	2,87 cd	3,43 bc	40,78 d	23,41 cd
CGG3 50% + CP 50%	2,71 c	2,14 de	64,91 ab	22,09 cde
CGG3 80% + CP 20%	SP	SP	SP	SP
Sustrato comercial (Sb)	4,39 a	5,6 a	29,70 e	18,78 de

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). CGG: Compost de guano de gallina CP: Compost de corteza de pino. SP: Sin plantas por mortandad.

3.4 Experimento D. Efecto de compost de guano en la producción de plantines forestales

En el presente experimento se evaluaron 3 sustratos formulados en base al compost derivado de guano (Experimento III, Capítulo 3) y un tratamiento testigo, tal como se describen a continuación: T1 (50% CGG + 50% chip de poda); T2 (50% CGG + 50% corteza de pino compostada), T3 (100% CGG) y Testigo (33% turba *Sphagnum* + 33% perlita + 33% corteza de pino compostada). Los sustratos T3, Testigo y T2 presentaron valores significativamente mayores de supervivencia en invernáculo que los obtenidos en T1 a los 30 días. Los tratamientos T3 y Testigo registraron mayores porcentajes de supervivencia en umbráculo. El tratamiento T3 tuvo el mejor desempeño en supervivencia final (Cuadro 4.13). Estos resultados son coincidentes con los obtenidos

por otros autores, quienes plantearon que los porcentajes de supervivencia aumentan con el agregado de compost de guano avícola en la formulación de los sustratos (Della Torre et al., 2013; Diez et al., 2012).

Cuadro 4.13. Supervivencia de plantines (S) a los 30, 60 y 90 días (media \pm desvío estándar).

Sustratos	S 30 d(%)	S 60d (%)	S 90d (%)
Testigo	77,38 \pm 7,72 a	62,56 \pm 7,49 a	48,41 \pm 6,76 ab
T1	53,57 \pm 9,37 b	42,96 \pm 8,57 b	23,02 \pm 8,14 c
T2	80,16 \pm 9,37 a	53,47 \pm 8,57 ab	42,86 \pm 8,14 b
T3	86,90 \pm 9,37 a	72,15 \pm 8,57 a	62,70 \pm 8,14 a

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Se encontraron diferencias para las variables, altura parte aérea (PAr) y diámetro a la altura del cuello (DAC), observándose los mayores valores en T3. Estas diferencias pudieron deberse a las concentraciones de N, P y K presentes en dicho sustrato (Cuadro 4.14). Marschner (1995) y Malavolta et al. (1997) indicaron que la presencia de N en la fase inicial de la producción de plantines aumenta el crecimiento vegetativo. Herbert (1990) encontró que la mayor respuesta al crecimiento de *E. grandis* se registró con aplicaciones de N y P. En esa misma especie, Cromer y Jarvis (1990) encontraron que el N incrementaba la tasa de crecimiento de la masa del tallo en ensayos llevados a cabo con plantines creciendo en aeroponía. Estos mismos autores observaron que la tasa de crecimiento de la biomasa aérea y, por lo tanto, el área disponible para interceptar energía radiante, es fuertemente dependiente de la disponibilidad de nutrientes. Según Souza et al. (2006), la altura de la PAr y el DAC son fundamentales para la evaluación del potencial de supervivencia y crecimiento pos-plantación de plantines forestales. En este sentido, plantas con mayor diámetro presentan mayor supervivencia por tener más capacidad de crecimiento y formación de nuevas raíces.

Cuadro 4.14. Caracterización físico-química de los sustratos evaluados al inicio y final del experimento.

Muestra Inicio	pH	CE (mS.cm ⁻¹)	Densidad (Mg.m ⁻³)	NT (%)	P Bray (mg.g ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)
Testigo	4,48 \pm 0,22 a	0,42 \pm 0,02 a	0,20 \pm 0,01 a	0,36 \pm 0,02 a	0,09 \pm 0,01 a	7,0 \pm 0,35 b
T1	7,27 \pm 0,36 b	0,90 \pm 0,05 c	0,53 \pm 0,03 b	0,99 \pm 0,05 c	1,03 \pm 0,05 c	2,0 \pm 0,10 a
T2	8,41 \pm 0,42 c	0,57 \pm 0,03 b	0,60 \pm 0,03 c	0,80 \pm 0,04 b	0,74 \pm 0,04 b	74,0 \pm 3,70 c
T3	7,34 \pm 0,37 b	1,58 \pm 0,08 d	0,66 \pm 0,03 c	1,13 \pm 0,06 d	0,89 \pm 0,05 c	115,5 \pm 5,78 d
Muestra Final	pH	CE (mS.cm ⁻¹)	Densidad (Mg.m ⁻³)	NT (%)	P Bray (mg.g ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)
Testigo	8,02 \pm 0,40 a	0,37 \pm 0,02 a	0,75 \pm 0,04 a	0,07 \pm 0,01 a	0,04 \pm 0,01 a	0,0 \pm 0,0 a
T1	8,05 \pm 0,40 a	0,37 \pm 0,02 a	0,86 \pm 0,04 b	0,51 \pm 0,03 b	0,36 \pm 0,02 b	2,5 \pm 0,13 b
T2	7,77 \pm 0,39 a	0,39 \pm 0,02 a	0,97 \pm 0,05 c	0,50 \pm 0,03 b	0,40 \pm 0,02 bc	58,0 \pm 2,90 c
T3	7,95 \pm 0,40 a	2,88 \pm 0,14 b	1,01 \pm 0,05 c	0,62 \pm 0,03 c	0,35 \pm 0,02 b	54,0 \pm 2,70 c

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Para las variables número de hojas (N°H) y número de raíces (N°R), el sustrato T3 registró el mejor desempeño (Cuadro 4.15). Para las variables peso seco de la parte aérea (PAr), radicular (PR) y total (PST) los mayores valores se observaron en T3, probablemente debido a la presencia de N, P y K ($p < 0,05$). Lacey et al. (1966), trabajando con plantines de *E. grandis* en hidroponia encontraron que el P incrementaba la materia seca acumulada en tallo y hojas. Birk y Turner (1992), encontraron que la combinación de nitrógeno y fósforo aumentaba la biomasa de hojas, ramas y tallo y sus contribuciones a la materia seca total. Un sistema radical bien desarrollado en plantines forestales producidos en macetas permitirá disminuir los trastornos de la plantación a campo, así como aumentará su supervivencia y crecimiento pos plantación (Gomes et al., 2003).

Cuadro 4.15. Variables morfológicas medidas en plantines forestales al finalizar el experimento.

Sustratos	L (cm)	DB (mm)	N°H	N°R
Testigo	8,29 ± 1,09 bc	1,36 ± 0,12 c	6,86 ± 0,69 ab	1,8 ± 0,12 ab
T1	8,12 ± 0,74 c	1,41 ± 0,08 c	5,76 ± 0,40 b	1,62 ± 0,11 b
T2	10,77 ± 0,93 b	1,77 ± 0,1 b	6,25 ± 0,56 ab	1,79 ± 0,12 ab
T3	16,10 ± 0,93 a	1,94 ± 0,1 a	7,88 ± 0,56 a	2,01 ± 0,13 a

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas según Test de Tukey ($p < 0,05$). Se indican valores de las variables ± desvío estándar. Referencias: L (longitud de la parte aérea), DB (diámetro de brote), N°H (número de hojas) y N°R (número de raíces).

Para el caso de PAr/PR, T3 no se diferenció del Testigo (Cuadro 4.16). El incremento en el crecimiento de plantines forestales producidos en sustratos formulados con compost fue observado por los estudios (Basil et al., 2009; Della Torre et al., 2013; Diez et al., 2012).

El Índice de Calidad de Dickson (ICD) permite comparar la calidad de los plantines a partir de las relaciones de parámetros morfológicos (Gomes et al., 2002). Plantines con mayor ICD son clasificados como de mayor calidad (Bernardino et al., 2005; Gomes et al., 2002). Fonseca et al. (2002) muestran al ICD como un buen indicador de calidad del plantín, dado que en su cálculo son considerados la robustez y el equilibrio en la distribución de la biomasa del plantín, teniendo en cuenta los resultados de varios parámetros importantes que se utilizan para evaluar la calidad. El sustrato T3 se diferenció como el de mayor ICD, presentando los plantines de mayor calidad. Los plantines más esbeltos se observaron con T3, mientras que T1 produjo los plantines más achaparrados (Cuadro 4.17).

Cuadro 4.16. Peso aéreo (PAr), radicular (PR) total (PST) y relación parte aérea/ parte radicular (PAr/PR) para los tratamientos evaluados (media ± desvío estándar).

Sustratos	PAr (g)	PR (g)	PST (g)	PAr/PR
Testigo	0,22 ± 0,05 c	0,11 ± 0,03 b	0,33 ± 0,08 c	2,08 ± 0,16 b
T1	0,23 ± 0,03 c	0,14 ± 0,02 b	0,37 ± 0,05 c	1,89 ± 0,09 b
T2	0,43 ± 0,04 b	0,20 ± 0,02 b	0,63 ± 0,07 b	2,39 ± 0,13 a
T3	0,73 ± 0,04 a	0,44 ± 0,02 a	1,17 ± 0,07 a	1,95 ± 0,13 b

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Cuadro 4.17. Índice de calidad de Dickson (ICD) e Índice de esbeltez de Schmidt-Vogt (IES) (media \pm desvío estándar).

Sustratos	ICD	IES
Testigo	0,04 \pm 0,01 c	1,80 \pm 0,12 ab
T1	0,05 \pm 0,01 bc	1,62 \pm 0,11 b
T2	0,07 \pm 0,01 b	1,79 \pm 0,12 ab
T3	0,11 \pm 0,01 a	2,01 \pm 0,14 a

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Santos et al. (2000) afirman que es difícil encontrar un material que cumpla con todos los requisitos de las especies que se cultivan. Sin embargo, Da Silva et al. (2012) obtuvieron los mejores resultados para la producción de plantines clonales de híbridos de *E. urophylla* x *E. grandis* utilizando fibra de cáscara de coco y cascarilla de arroz carbonizada como componentes puros del sustrato, lo que indica que es posible encontrar materiales que, en estado puro, puedan ser utilizados como sustratos como es el caso de T3, compuesto solo por CGG.

Los resultados del presente trabajo están de acuerdo con Oliveira Junior et al. (2011), quienes concluyeron que la presencia de deyecciones pecuarias en la formulación de sustratos da lugar a beneficios como el aumento de la oferta de nutrientes, la reducción de costos en la producción de plántulas y la disminución de la dependencia de la silvicultura en relación con sustratos comerciales.

3.5 Experimento E. Valoración agronómica de compost de guano en la producción de flores de corte

En el presente experimento, se evaluó el efecto de la aplicación de tres dosis de compost de guano en suelos de canteros para la producción de dos especies de flores de corte (girasol ornamental y creta de gallo). En el Cuadro 4.18 se presenta la caracterización físico-química del compost empleado y los valores recomendados para su uso agronómico en Argentina.

Si bien, la mayoría de los parámetros analizados en el compost se encuentran en el rango óptimo recomendado para su uso agronómico, el valor de CE fue elevado para uso en cultivo ornamentales de corte. Barbaro et al. (2014) reportaron que un rango de valores de CE de 1-2,5 mS.cm⁻¹ para sustratos para producción floral es considerado elevado.

Los valores de pH del suelo de los canteros, en todos los tratamientos, con incorporación de compost fue neutro, mientras que el tratamiento sin compost (T4) se diferenció por tener un valor levemente ácido (Cuadro 4.19).

Cuadro 4.18. Caracterización físico-química del compost empleado en los experimentos con flores de corte (girasol ornamental y cresta de gallo).

Parámetros	Unidades	Compost de guano avícola	Valor óptimo / límite superior	Referencias
pH	UpH	8,7	6-8/9	WRAP, (2011)
CE	mS.cm ⁻¹	2,7	< 0,6/1,5	WRAP, (2011)
Dap	Mg.m ⁻³	0,50	0,45–0,50/0,55	WRAP, (2011)
MO	%	87	≥ 15	Resolución SENASA 264 (2011).
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ MO h ⁻¹	0,37	0,5-1	TMECC, 2011; Barrena Gómez <i>et al.</i> , 2005.
C:N	%	18:1	20:1	Resolución SENASA 264 (2011).
NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	%	0,004	< 0,16/0,30	Bernal <i>et al.</i> , (1998 ^a); CCQC, (2001)
Ca	g.L ⁻¹	2,21	≥ 1%	Resolución SENASA 264 (2011).
Mg	g.L ⁻¹	0,47	≥ 0,05 %	Resolución SENASA 264 (2011).
K	g.L ⁻¹	11,35	NPK≥6 %	Resolución SENASA 264 (2011).
EP	%	73		
CRA	%	46	24-40	Abad <i>et al.</i> , 2004
PA	%	27	20-30	Bunt, 1988

Cuadro 4.19. Caracterización química inicial de suelos de los canteros para los tratamientos del ensayo con girasol ornamental y cresta de gallo.

Especie	Tratamiento	pH	CE (mS.cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (g.L ⁻¹)	Ca (g.L ⁻¹)	Mg (g.L ⁻¹)	K (g.L ⁻¹)
Girasol ornamental	T1: 72 kg.m ⁻²	7,46 a	2,20 a	3,94 a	0,18 a	0,17 a	6,04 a
	T2: 48 kg.m ⁻²	7,56 a	1,91 b	2,39 b	0,15 a	0,13 b	4,85 b
	T3: 24 kg.m ⁻²	7,33 a	1,37 c	2,70 b	0,07 b	0,05 c	1,57 c
	T4: 0 kg.m ⁻²	6,92 b	0,80 d	0,64 c	0,02 c	0,01 d	0,63 c
Cresta de gallo	T1: 72 kg.m ⁻²	7,04 a	1,99 a	6,56 a	2,03 a	1,24 a	6,48 a
	T2: 48 kg.m ⁻²	7,09 a	1,23 b	5,37 ab	0,50 b	0,37 b	3,37 b
	T3: 24 kg.m ⁻²	6,88 a	1,12 b	4,82 b	0,55 b	0,37 b	2,86 b
	T4: 0 kg.m ⁻²	6,08 b	0,48 c	1,99 c	0,02 c	0,02 c	1,49 c

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05). El análisis estadístico fue realizado separadamente por especie.

Los tratamientos con mayor dosis de compost en el cantero, presentaron valores mayores de CE. Al comparar los valores de CE entre el tratamiento con mayor dosis de compost (T1) respecto al tratamiento control (T4), la CE se incrementó en 1,4 y 1,5 unidades (mS.cm⁻¹) para los ensayos de girasol ornamental y cresta de gallo, respectivamente. Los tratamientos con la mayor dosis se diferenciaron de los restantes (Cuadro 4.19). El contenido de NO₃⁻, Ca, Mg y K en ambos ensayos también fue mayor en los tratamientos con dosis más altas (Cuadro 4.19).

En cuanto a las propiedades físicas (Cuadro 4.20), el compost incrementó el EP y disminuyó la densidad aparente (Dap) de los tratamientos con las dos dosis más altas.

En cuanto al desarrollo de las plantas de girasol (Fig. 4.14-a), el tratamiento con la mayor dosis de compost obtuvo varas con el mayor valor de masa fresca, diferenciándose de los restantes tratamientos. En cambio, las varas de cresta de gallo (Fig. 4.14-b), tuvieron una mayor masa fresca en el tratamiento sin compost, con diferencias significativas con el resto de los tratamientos ($p < 0,05$). El tratamiento con mayor dosis obtuvo varas de cresta de gallo con menor masa fresca.

Cuadro 4.20. Densidad aparente (Dap) y espacio poroso total (EP) de los tratamientos del ensayo con girasol ornamental y cresta de gallo (media \pm desvío estándar).

Especie	Tratamiento	Dap (Mg m^{-3})	EP (%)
Girasol ornamental	T1: 72 kg.m^{-2}	$0,73 \pm 0,03$ b	69 ± 1 a
	T2: 48 kg.m^{-2}	$0,72 \pm 0,07$ b	70 ± 3 a
	T3: 24 kg.m^{-2}	$0,82 \pm 0,03$ a	66 ± 1 b
	T4: 0 kg.m^{-2}	$0,81 \pm 0,02$ a	67 ± 1 b
Cresta de gallo	T1: 72 kg.m^{-2}	$0,68 \pm 0,01$ c	72 ± 2 b
	T2: 48 kg.m^{-2}	$0,72 \pm 0,03$ ab	69 ± 2 b
	T3: 24 kg.m^{-2}	$0,76 \pm 0,03$ bc	70 ± 1 ab
	T4: 0 kg.m^{-2}	$0,79 \pm 0,02$ a	68 ± 1 b

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$). El análisis estadístico fue realizado separadamente por especie.

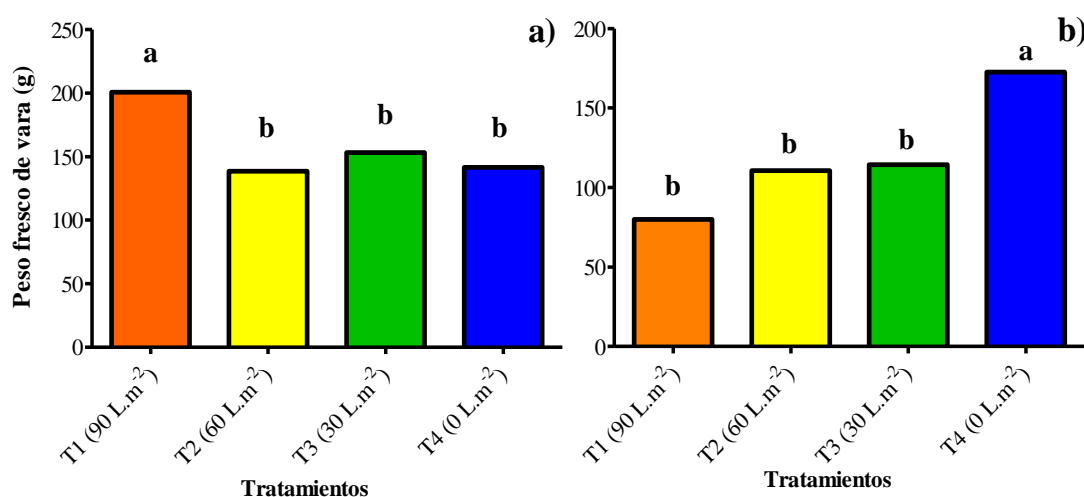


Figura 4.14. Masa fresca de la vara floral de: a) Girasol ornamental y, b) cresta de gallo para cada tratamiento. Letras distintas entre barras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

El cultivo de girasol tiene altos requerimientos nutricionales y extrae del medio importantes cantidades de N, P y K (Armitage, 1993; Melgares, 2001). Por lo tanto, el aporte recibido por la dosis más alta de compost permitió un mejor desarrollo de la vara. En cuanto al cultivo de cresta de gallo, tiene menos requerimientos nutricionales (Armitage, 1993), por consiguiente, las dosis de compost evaluadas resultaron ser

desfavorables para este cultivo. El contenido de nutrientes del tratamiento sin compost (T4) fue suficiente para obtener una masa fresca de vara adecuada. Si bien existen antecedentes que evaluaron la tolerancia de cresta de gallo a la salinidad, los menores valores de biomasa generada en los tratamientos con compost, parecerían estar vinculados a mayores contenidos de sales solubles, las cuales podrían generar toxicidad (por ej. alto contenido de Na). Carter et al. (2005) evaluaron el crecimiento de dos cultivares de *C. argentea* L. (Chief Rose y Chief Gold) irrigados con dos soluciones salinas (aguas residuales y agua marina) a un rango de concentración de salinidad creciente (CE=2,5; 4; 6; 8; 10 y 12 mS.cm⁻¹). Los autores reportaron que ambos cultivares de cresta de gallo fueron tolerantes a ambientes salinos, sin embargo, las concentraciones de Ca, K y P en el tejido vegetal disminuyeron a medida que aumentó la salinidad, mientras que las concentraciones de Mg²⁺, Na⁺ y Cl aumentaron al aumentar la salinidad. Los autores encontraron relaciones antagónicas en la captación de nutrientes (por ejemplo: Ca y Na, Ca y Mg, K y Na y Ca y P). Carter et al. (2005) concluyeron que la captación de minerales dentro de los tejidos vegetales puede estar directamente relacionada con las composiciones de las soluciones de sustrato.

4 Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente Capítulo permiten concluir, que si bien, las tres enmiendas evaluadas (guano, compost y digerido) provenían de un mismo origen (residuos de la producción de huevo-sistema automático), las propiedades de cada una de ellas fueron diferentes desde el punto de vista de la mayoría de los parámetros evaluados (estabilidad, madurez, calidad agronómica, contenido de EPT y patógenos). El compost presentó mejores condiciones de estabilidad que el guano y el digerido. Tanto el guano como el digerido presentaron valores más altos de pH y CE que el compost. El digerido presentó valores mayores de N y P, cuando éstos son expresados en base seca. Sin embargo, la cantidad de P aportado por unidad de N de cada enmienda fue mayor en el guano (0,77:1), seguido por el compost (0,69:1). El contenido de N en el guano y el digerido se encontró, principalmente, en su forma reducida (N-NH₄⁺), mientras que, en el compost como N orgánico. Solo se encontraron valores de Zn por encima de los límites establecidos en muestras de guano y compost. Por otro lado, el compost y el digerido presentaron mejores condiciones de higienización, ya que los contenidos de microorganismos patógenos fueron menores a los obtenidos en el guano. El grado de madurez de las enmiendas también se diferenció, ya que, solo se registró inhibición sobre la germinación y el crecimiento radicular de rabanito en las muestras de digerido y guano, siendo mayores en este último.

Al evaluar el efecto de las enmiendas en el suelo, la mineralización del C y N también se vio afectada por el tipo de enmienda y la dosis aplicada. La liberación del C-CO₂ fue mayor en los tratamientos SG600 y SD600 (SS < SC100 < SF100 < SD100 < SC600 < SG100 < SF600 < SD600 < SG600). Si bien, la composición de las distintas formas de N en las enmiendas fue diferente, la dinámica de la mineralización fue similar en todos los tratamientos, alcanzando valores similares de N inorgánico en el suelo al llegar a la estabilidad química y biológica (49-63 días). Por otro lado, los resultados obtenidos a partir de los ensayos en macetas, permiten concluir que dosis altas de compost se asociaron con incrementos en el contenido de MO del suelo, dosis altas de guano con alto contenido de P Bray y dosis elevadas de compost, guano y digerido con aumentos de la

CE y algunos cationes mayoritarios y metales solubles. A su vez, se alcanzaron mayores valores de biomasa vegetal en lechuga y coral, en los suelos enmendados con alta dosis de guano y digerido, posiblemente por a la mayor disponibilidad de nutrientes en estas enmiendas.

Al evaluar los compost como componente de sustratos para plantines ornamentales, los mismos presentaron valores de CE de 1,4-2,7 mS.cm⁻¹ y pH de 8-9. Estas condiciones limitan el uso del compost en la formulación de sustratos, siendo utilizados hasta en un 20% con otros materiales ácidos y de baja salinidad, tal como el compost de corteza de pino. Compost de guano con CE menor a 1,4 y pH menor a 8, podrían utilizarse hasta en un 50%, también en formulaciones con materiales ácidos y de baja salinidad. Si la mezcla de residuos que le dio origen al compost contiene 40% o menos de guano en su composición inicial, permitiría obtener un compost con menor salinidad. Es decir, las propiedades del compost se encuentran condicionadas por la mezcla original de residuos a compostar y, por lo tanto, dos posibles estrategias para maximizar el uso de compost de guano en sustratos formulados para plantines ornamentales, podrían ser: 1) utilizar no más de un 40% de guano en las mezclas de residuos a compostar y de esta manera, obtener compost con menores restricciones vinculadas a la salinidad y, 2) utilizar menores contenidos porcentuales de compost con alto contenido salino en las formulaciones de sustratos. Con respecto a las propiedades físicas, el compost de guano aportó aireación al sustrato, por lo tanto, se debería equilibrar con materiales que contribuyan a una mayor capacidad de retención hídrica para una mejor relación de poros con agua y aire. Bajo estas condiciones, se podrán obtener plantines de coral y alegría del hogar con características óptimas, similares a las obtenidas en un sustrato comercial.

Por otro lado, los resultados obtenidos en la evaluación del uso de compost de guano como componente de sustratos para plantines forestales de clones híbridos de *Eucalyptus* spp. confirman la viabilidad de uso en este tipo de producciones. Los mayores valores de supervivencia se consiguieron con el sustrato conformado solo con compost, alcanzando el mejor desempeño. En dicho sustrato también se obtuvieron plantines de mayor altura, diámetro, biomasa, número de hojas, más esbeltos y de mayor calidad. La calidad de los plantines aumentó con la presencia de compost de guano en la formulación de los sustratos. Resultados similares se obtuvieron al evaluar distintas dosis de compost en canteros para la producción de flores de corte, alcanzando mayores rendimientos con la dosis alta en el cultivo de girasol ornamental. Sin embargo, los resultados fueron totalmente contrastantes en cresta de gallo, indicando que el incremento de la dosis de compost en los canteros podría generar desbalances de nutrientes en solución que podría afectar el crecimiento del cultivo. La utilización de compost de guano es una propuesta que favorece el reciclado de residuos de la producción avícola en producciones agrícolas-forestales bajo cubierta, que contribuye a la reducción del empleo de recursos no renovables, como la turba y el suelo, evitando efectos adversos en el ambiente por la explotación de los mismos.

Finalmente, se recomienda conocer las características de las enmiendas orgánicas para destacar sus potencialidades (por ej: contenido de N-P-K) y limitaciones (por ej.: elevada CE, alto contenido de sales solubles, Na, EPT, patógenos-parásitos, etc.), como así también las características edafo-climáticas del sitio, los requerimientos nutricionales y grado de tolerancia de los cultivos y, de esta manera, unificar criterios que permitan ajustar las dosis de las enmiendas con los cultivos-ambiente receptor que mejor se ajuste.

V. Capítulo 5: CONCLUSIONES GENERALES

El propósito general de esta tesis doctoral fue investigar tecnologías de tratamiento que permitan lograr la degradación y estabilización del guano de aves ponedoras y valorizar los productos generados como enmiendas orgánicas seguras. A partir de los resultados obtenidos del segundo capítulo se pudo comprobar que el tipo de sistemas de producción de aves ponedoras (convencional o automático) afectan la calidad del guano generado, verificándose en los parámetros físico-químicos analizados (pH, MS, C:N, PT y cationes de la fracción soluble y total, CE, MO y NT). Se pudo comprobar que si bien el guano, de ambos sistemas de producción, presenta elevado contenido de nutrientes (N-P-K), también presenta microorganismos patógenos y parásitos. Debido a la baja relación C:N, elevada CE, pH ligeramente alcalino, alto contenido Ca, Na, K, Zn y N-NH_4^+ , dicho material presenta restricciones de uso, dado que pueden conducir a casos de contaminación puntual o dificultar su estabilización mediante métodos de tratamiento biológico. La calidad del guano difirió en el tiempo, registrándose en la estación más cálida mayores pérdidas de N y MO, principalmente en el sistema convencional. De esta manera, los resultados obtenidos en el segundo capítulo permitieron aceptar la hipótesis planteada, ya que se concluye que las propiedades del guano se ven influenciadas por la forma de gestión de los residuos, el diseño de las instalaciones, las condiciones ambientales dentro del galpón y el tiempo de almacenamiento.

En el tercer capítulo se demostró que el agregado de co-sustratos en un 40% en las mezclas a compostar (v/v) permitió desarrollar adecuadamente el proceso de compostaje del guano y valorizar otros residuos frecuentes y desaprovechados en la región Pampeana (por ej. marlo de maíz). Al evaluar procesos de estabilización del guano, se comprobó que el compostaje, con el agregado de co-sustratos y con volteos, genera mayores pérdidas de MO fácilmente degradable que la digestión anaeróbica y el compostaje sin volteos, alcanzando enmiendas con mejores condiciones de higienización, estabilidad y madurez. Mediante digestión anaeróbica se alcanzó una reducción considerable de la MO y óptimas condiciones de higienización, con la ventaja comparativa de generar un recurso energético renovable (biogás). A su vez, se desarrollaron nuevos índices de fitotoxicidad que permiten evaluar el grado de madurez de enmiendas orgánicas. Estos nuevos índices (CICR0,8 y CIG80%) permiten detectar las diferencias cuantitativas en los efectos inhibitorios en la germinación y en el crecimiento radicular de muestras orgánicas con un alto grado de toxicidad y, por ende, son herramientas útiles para el monitoreo de la toxicidad de residuos y/o efluentes sometidos a distintas tecnologías de tratamiento. De esta manera, se aceptaron las hipótesis planteadas en este capítulo, al comprobar que la incorporación de otros residuos favoreció el proceso de estabilización del guano y que los nuevos índices de fitotoxicidad (CICR0,8 y CIG80%) permitieron evaluar la madurez de los residuos tratados con elevada toxicidad inicial.

Finalmente, en el cuarto capítulo se comprobó que la aplicación de las distintas enmiendas (guano, compost y digerido) generó diferentes efectos en los ciclos del C y N del suelo, produciendo desbalances, principalmente, en los tratamientos con dosis altas de guano y digerido. Dosis elevadas de guano generan un aumento significativo en el contenido de P Bray, mientras que dosis altas de las tres enmiendas empleadas generan un aumento en la CE del suelo. Además, se obtuvo un aumento significativo en el contenido de MO del suelo con altas dosis de compost, lo cual podría relacionarse con las mejores condiciones de estabilidad encontradas en esta enmienda. De esta manera, el compost puede ser considerado como un bioinsumo factible que permita alcanzar mejoras en los suelos

sometidos a procesos de degradación natural o antrópica. Por último, se encontró una mayor disponibilidad y concentración de nutrientes en el digerido, generando de esta manera incrementos de biomasa en los cultivos ensayados. La originalidad del cuarto capítulo de esta tesis fue generar la primera evidencia en donde se evalúan comparativamente la aplicación de dos dosis de tres materiales de un mismo origen (guano, compost y digerido), en un mismo estudio, y que comparan los efectos en la mineralización del C y N, en las propiedades del suelo y en distintos cultivos bajo cubierta.

Finalmente, mediante el desarrollo de la tesis se logró aceptar lo que inicialmente, se planteó como hipótesis general, es decir que el compostaje de guano permitió lograr porcentajes de biodegradabilidad mayores y enmiendas con mejores propiedades físicas, químicas, microbiológicas y ecotoxicológicas para su uso en un suelo agrícola, o para ser valorizado como componente de sustratos en cultivos intensivos bajo cubierta.

Alcances logrados y proyección

Los resultados del segundo capítulo podrían contribuir al desarrollo de mejores tácticas para un manejo racional y sostenible del guano, proponiendo tecnologías de tratamiento, o combinación de ellas, en función de las instalaciones existentes en las granjas en producción y de esta manera, generar manuales de buenas prácticas y directrices claras que procuren mejorar la preservación de la salud humana, veterinaria y ambiental.

Los resultados del tercer capítulo podrían contribuir a desarrollar estrategias de gestión de residuos locales en zonas de producción avícola, proporcionando información de base sobre: 1) materiales requeridos para su tratamiento (distintos co-sustratos), 2) distintos métodos de compostaje (con y sin volteos), 3) comparación de la biodegradabilidad del guano bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas y, 4) nuevos índices de toxicidad para evaluar madurez en muestras con elevada toxicidad.

En cuanto a los resultados obtenidos en el cuarto capítulo, los mismos podrían contribuir a la toma de decisiones agronómicas, ya que proporcionan información de las propiedades de enmiendas de un mismo origen (guano, compost y digerido) y sus efectos sobre suelo y distintos cultivos. A su vez, proporcionan información de base sobre diversos compost derivados de guano que fueron evaluados en distintos planteos de producciones vegetales bajo cubierta (hortícola, florícola y forestal).

Resumidamente, los resultados obtenidos en éste estudio contribuyen al enfoque de economía circular y a los objetivos de desarrollo sostenible (ODS – ONU), debido a que mediante la adopción de sistemas de tratamiento del guano se podría valorizar e impedir un uso inadecuado o su incorrecta disposición final, mejorando la sostenibilidad de la producción avícola.

Finalmente, como consecuencia de los resultados alcanzados en esta tesis, surgen nuevas hipótesis que podrían proyectar futuras líneas de investigación, tales como:

- Evaluar estrategias de manejo del guano en distintos sistemas de producción de huevo, de manera de reducir la contaminación puntual y proliferación microorganismos patógenos y parásitos. Por ejemplo: en sistemas convencionales se podría evaluar el

control de diversos factores (temperatura, humedad, acceso de aves silvestres, etc.) dentro de los galpones de producción para reducir pérdidas de N y materia orgánicas; mientras que en los sistemas automáticos se podrían evaluar la adopción de distintos tratamientos del guano, tales como compostaje, digestión anaeróbica, secado y pelletización.

- Explorar posibles combinaciones de tratamientos secuenciados con un primer tratamiento empleando la digestión anaeróbica en estado seco o de dos fases (termófila y mesófila), durante cortos períodos de tiempo, seguido de un segundo tratamiento, empleando el co-compostaje. De esta forma, se podría contribuir con un doble propósito como es la generación de biogás y enmiendas seguras para uso agrícola.
- Evaluar el uso agrícola de las enmiendas mediante el ajuste de distintas variables, tales como: dosificación, formas de aplicación, tipo de cultivos, época del año, entre otras. Además, se deberían evaluar los efectos a escala predial por períodos prolongados de tiempo para analizar el efecto acumulado del uso de estas enmiendas en diferentes escenarios edafo-climáticos, como así también la persistencia de diversos contaminantes.

Logros derivados durante el período de la tesis doctoral

1. La etapa de estabilidad en el proceso de compostaje como de la digestión anaeróbica, puede ser cuantificada en los productos finales (compost y digeridos), a través del índice respirométrico estático (IRE), con equipamiento diseñado y desarrollado en el marco de esta tesis y validado en las nuevas normativas nacionales de compost y digeridos.
2. Se publicaron 6 artículos derivados de esta tesis doctoral correspondientes a los capítulos 2, 3 y 4 (pág. iv).
3. Se desarrollaron y validaron nuevos índices de fitotoxicidad para evaluar el grado de madurez de muestras con elevada toxicidad (Capítulo 3).
4. Participación activa en el desarrollo de la Resolución Conjunta 1/19 - Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost. Miembro del comité técnico de la norma.
5. Autor y miembro editor del “Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial” (libro en publicación – Ediciones INTA).
6. Asesoramiento técnico de dos plantas de compostaje para residuos de un mercado concentrador de hacienda y un frigorífico.
7. Participación en eventos de difusión, congresos, jornadas, cursos de capacitación.
8. Premios y distinciones:
 - Mención especial VII Edición del concurso Escobas de Plata, Oro y Platino (Isalud, ARS, ISWA). Título de trabajo: “Manejo integrado de los residuos y efluentes de un mercado concentrador de hacienda en pie”. Noviembre de 2018.

- Primer Premio Fundación ArgenINTA bajo el título de “Plan de capacitación en buena Prácticas Agrícolas (BPA) obligatorias en el sector frutícola. Obtenido en el rubro Campañas de difusión y educación que promuevan los hábitos saludables, la innovación y sustentabilidad agroalimentaria (INTA-SENASA). Por INTA -IMYZA Crespo, D, Riera, N.I y Rizzo, P. F. Noviembre de 2019.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M., Noguera, P. y Bures, S. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresour Technol*, 77(2), 197-200. doi: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00152-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00152-8)
- Abad, M., Noguera, P. y Carrión, C. 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo Tratado de cultivo sin suelo (pp. 113-158). Madrid: Mundi-Prensa.
- Abouelenien, F., Kitamura, Y., Nishio, N. y Nakashimada, Y. 2009. Dry anaerobic ammonia-methane production from chicken manure. *Appl Microbiol Biotechnol*, 82(4), 757-764. doi: doi.org/10.1007/s00253-009-1881-3
- Adekiya, A., Agbede, T., Aboyeji, C., Dunsin, O. y Simeon, V. 2019. Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. *Sci Hortic*, 243, 457-463. doi: doi.org/10.1016/j.scienta.2018.08.048
- Adel, R., Boushy, E. y van der Poel, A. 1994. Poultry feed from waste: processing and use: Chapman & Hall.
- Ahn, H., Richard, T. L. y Glanville, T. 2008. Optimum moisture levels for biodegradation of mortality composting envelope materials. *Waste Manag*, 28(8), 1411-1416. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.05.022>
- Al Seadi, T. 2001. Good practice in quality management of AD residues from biogas production. In T.-E. f. B. C. o. O. W. International Energy Agency (Ed.). Oxfordshire, United Kingdom.
- Alburquerque, J. A., de la Fuente, C. y Bernal, M. P. 2012a. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agr Ecosyst Environ*, 160, 15-22. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.007>
- Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M. y Bernal, M. P. 2012b. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenerg*, 40, 181-189. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A. P., Fernandes, R. M., Cunha-Queda, A. C., Duarte, E. y Vallini, G. 2007. Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. *Environ Int*, 33(4), 505-513. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.006>
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J., Guwy, A., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. y Van Lier, J. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci Technol*, 59(5), 927-934. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Ansorena Miner, J. 1994. Sustratos: propiedades y caracterización. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- APHA. 1992. Standard methods for examination of water and wastewater (18th ed.). Washington, USA.
- Armitage, A. M. 1993. Specialty cut flowers. The production of annuals, perennials, bulbs and woody plants for fresh and dried cut flowers. Portland, Oregon, USA: Varsity Press/Timber Press.
- Arriagada, C. B., Sanhueza, P. F., Guzmán-Fierro, V. G., Medina, T. I., Fernández, K. F. y Roeckel, M. D. 2019. Efficient poultry manure management: anaerobic

- digestion with short hydraulic retention time to achieve high methane production. *Poultry Sci*, 98(12), 6636-6643. doi: <https://doi.org/10.3382/ps/pez516>
- ASTM. 2014. Standard Test Method for Analysis of Natural Gas by Gas Chromatography. *D1945-14*. West Conshohocken, USA.: ASTM International.
- Barbaro, L., Karlanian, M., Imhoff, S. d. C. y Morisigue, D. 2011. Caracterización de la turba subtropical del departamento Islas del Ibicuy (Entre Ríos, Argentina). *AgriScientia*, 28 (2), 137-145.
- Barbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P. y Riera, N. 2019. Characterization of different compost for use as component of substrates. *Chilean J. Agric. Anim. Sci.*, 35 (2), 126-136.
- Barbaro, L. A., Mazzoni, A., Karlanian, M. A., Fernández, M. N. y Morisigue, D. E. 2014. Cenizas del volcán Puyehue como sustrato para plantas. *Horticultura Argentina*, 33(81), 44-53.
- Barrena Gómez, R. 2006. Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Doctorado en Ingeniería química Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona, España.
- Barrena Gómez, R., Lima, F. V., Bolasell, M. A. G., Gea, T. y Ferrer, A. S. 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresour Technol*, 96(10), 1153-1159. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.09.026>
- Barrena Gómez, R., Lima, F. V. y Ferrer, A. S. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manag Res*, 24(1), 37-47. doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X06062385>
- Barrington, S., Choiniere, D., Trigui, M. y Knight, W. 2003. Compost convective airflow under passive aeration. *Bioresour Technol*, 86(3), 259-266. doi: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00155-4](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00155-4)
- Bártíková, H., Podlíná, R. y Skálová, L. 2016. Veterinary drugs in the environment and their toxicity to plants. *Chemosphere*, 144, 2290-2301. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.137>
- Basil, G., Mazzarino, M. J., Roselli, L. y Letourneau, F. 2009. Efecto del compost de biosólidos en la producción de plantines de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera). *Ciencia del Suelo*, 27(1), 49-55.
- Bernal Calderon, M., Méndez, J. A., Muñoz, M. B. y Carrillo, R. 2011. Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización. Probiogas. Fondo Europeo de Desarrollo Regional. España. 106pp.
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L. y Michel Jr, F. C. 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits *Advances in Agronomy* (Vol. 144, pp. 143-233). UK.
- Bernardino, D. C. d. S., Paiva, H. N. d., Neves, J. C. d. L., Gomes, J. M. y Marques, V. B. 2005. Crescimento e qualidade de mudas de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan em resposta à saturação por bases do substrato. *Rev Arvore*, 863-870.
- Birk, E. M. y Turner, J. 1992. Response of flooded gum (*E. grandis*) to intensive cultural treatments: biomass and nutrient content of eucalypt plantations and native forests. *Forest Ecol Manag*, 47(1-4), 1-28. doi: [doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90262-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90262-8)
- Bloem, E., Albiñ, A., Elving, J., Hermann, L., Lehmann, L., Sarvi, M., Schaaf, T., Schick, J., Turtola, E. y Ylivainio, K. 2017. Contamination of organic nutrient sources with potentially toxic elements, antibiotics and pathogen microorganisms

- in relation to P fertilizer potential and treatment options for the production of sustainable fertilizers: a review. *Sci Total Environ*, 607, 225-242. doi: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.274
- Bolan, N., Adriano, D. y Mahimairaja, S. 2004. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Crit Rev Env Sci Tec*, 34(3), 291-338. doi: doi.org/10.1080/10643380490434128
- Bolan, N. S., Szogi, A., Chuasavathi, T., Seshadri, B., Rothrock, M. y Panneerselvam, P. 2010. Uses and management of poultry litter. *World Poultry Sci J*, 66(4), 673-698. doi: doi.org/10.1017/S0043933910000656
- Bortolotto, T., Bertoldo, J. B., da Silveira, F. Z., Defaveri, T. M., Silvano, J. y Pich, C. T. 2009. Evaluation of the toxic and genotoxic potential of landfill leachates using bioassays. *Environ Toxicol Pharmacol*, 28(2), 288-293. doi: doi.org/10.1016/j.etap.2009.05.007
- Branzini, A., Zubillaga, M. y Zubillaga, M. 2009. Microbial response to the application of amendments in a contaminated soil with trace elements. *Am. J. Environ. Sci.*, 5(1), 94. doi: 10.3844/ajessp.2009.94.98
- Branzini, A. y Zubillaga, M. S. 2012. Comparative use of soil organic and inorganic amendments in heavy metals stabilization. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, 1-7. doi: dx.doi.org/10.1155/2012/721032
- Bres, P. 2019. Optimización de la digestión anaeróbica del guano de aves ponedoras. Doctorado en Ciencia y Tecnología Mención Química, Universidad Nacional de San Martín, Provincia de Buenos Aires (Argentina).
- Bres, P., Beily, M. E., Young, B. J., Gasulla, J., Butti, M., Crespo, D., Candal, R. y Komilis, D. 2018. Performance of semi-continuous anaerobic co-digestion of poultry manure with fruit and vegetable waste and analysis of digestate quality: A bench scale study. *Waste Manage*, 82, 276-284. doi: doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.041
- Brondani, G. E., Wendling, I., Brondani, A. E., Araujo, M. A., Silva, A. L. L. d. y Gonçalves, A. N. 2012. Dynamics of adventitious rooting in mini-cuttings of *Eucalyptus benthamii* x *Eucalyptus dunnii*. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 34(2), 169-178. doi: dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v34i2.13059
- Bunt, B. 2012. Media and mixes for container-grown plants: a manual on the preparation and use of growing media for pot plants: Springer Science & Business Media.
- Burés, S. 1997. Sustratos. Madrid, Spain: EDICIONES AGROTECNICAS.
- Burton, C. H. y Turner, C. 2003. Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture. Bedford, UK: Editions Quae.
- Bustamante, M., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. y Moral, R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72(4), 551-557. doi: doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.030
- Cabrera, G., Rodriguez, D. y Maruri, A. 1999. Genotoxicity of the extracts from the compost of the organic and the total municipal garbage using three plant bioassays. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 426(2), 201-206.
- Cai, H., Chen, T., Liu, H., Gao, D., Zheng, G. y Zhang, J. 2010. The effect of salinity and porosity of sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. *Scientia Horticulturae*, 124(3), 381-386.
- Campagnolo, E. R., Johnson, K. R., Karpati, A., Rubin, C. S., Kolpin, D. W., Meyer, M. T., Esteban, J. E., Currier, R. W., Smith, K. y Thu, K. M. 2002. Antimicrobial residues in animal waste and water resources proximal to large-scale swine and

- poultry feeding operations. *Sci Total Environ*, 299(1-3), 89-95. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00233-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00233-4)
- Carmona, E., Moreno, M., Avilés, M. y Ordovás, J. 2012. Use of grape marc compost as substrate for vegetable seedlings. *Scientia Horticulturae*, 137, 69-74.
- Carter, C. T., Grieve, C. M., Poss, J. A. y Suarez, D. L. 2005. Production and ion uptake of *Celosia argentea* irrigated with saline wastewaters. *Scientia Horticulturae*, 106(3), 381-394. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2005.04.007>
- Castán, E., Satti, P., González-Polo, M., Iglesias, M. C. y Mazzarino, M. J. 2016. Managing the value of composts as organic amendments and fertilizers in sandy soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224, 29-38.
- Castrillón, O., Bedoya, O. y Montoya, D. 2006. Efecto del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost. *Producción+ limpia*, 1(2), 87-89.
- Colón, J., Ruggieri, L., Sánchez, A., González, A. y Puig, I. 2011. Possibilities of composting disposable diapers with municipal solid wastes. *Waste Management & Research*, 29(3), 249-259.
- Crespo, D. 2004. [Encuesta regional a productores avícolas. Planta de tratamiento industrial de residuos avícolas.].
- Crespo, D., Beily, M., Torti, J., García, L., Dalpiaz, J. y Andriulo, A. 2013. Impacto de la producción intensiva de aves sobre algunas propiedades del suelo y la calidad del agua subterránea. *Acta de la xxxvi Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente*, 1, 1-7.
- Crespo, D. C. y Lecuona, R. E. 1996. Dípteros plaga de importancia económica y sanitaria.
- Crespo, D. C., Lecuona, R. E. y Hogsette, J. A. 1998. Biological Control: An Important Component in Integrated Management of *Musca domestica* (Diptera: Muscidae) in Caged-Layer Poultry Houses in Buenos Aires, Argentina. *Biological Control*, 13(1), 16-24.
- Cromer, R. y Jarvis, P. 1990. Growth and biomass partitioning in *Eucalyptus grandis* seedlings in response to nitrogen supply. *Functional Plant Biology*, 17(5), 503-515.
- Chojnacka, K., Gorazda, K., Witek-Krowiak, A. y Moustakas, K. 2019. Recovery of fertilizer nutrients from materials-Contradictions, mistakes and future trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 485-498.
- Da Silva, R. B., Simões, D. y Da Silva, M. R. 2012. Qualidade de mudas clonais de *Eucalyptus urophylla* x *E. grandis* em função do substrato. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 297-302.
- de Bertoldi, M. d., Vallini, G. e. y Pera, A. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1(2), 157-176.
- De Boodt, M., Verdonck, O. y Cappaert, I. 1973. Method for measuring the waterrelease curve of organic substrates. Paper presented at the I Symposium on Artificial Media in Horticulture 37.
- De la Fuente, C., Alburquerque, J., Clemente, R. y Bernal, M. 2013. Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. *Biology and fertility of soils*, 49(3), 313-322.
- De Simone, C., Angelucci, R., Errichetti, M. F., Marconi, S., Rossi, M. y Selvi, S. 2005. A statistical approach to evaluate compost genotoxicity. *Biology and fertility of soils*, 41(1), 9-14.

- Dekker, S., Aarnink, A., De Boer, I. y Koerkamp, P. G. 2011. Emissions of ammonia, nitrous oxide, and methane from aviaries with organic laying hen husbandry. *Biosystems Engineering*, 110(2), 123-133.
- DeLaune, P., Moore, P., Daniel, T. y Lemunyon, J. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 33(2), 728-734.
- Delgado, M., de Imperial, R. M., Alonso, F., Rodríguez, C. y Martín, J. 2013. Ecotoxicity bioassays on leachates from poultry manure. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 90(4), 401-404.
- Della Torre, V., Diez, J., Salleses, L., Riera, N., Rizzo, P. y Crespo, D. 2013. Efecto de la utilización de sustratos con compost de guano avícola en la capacidad de enraizamiento y desarrollo de clones híbridos de *Eucalyptus* spp. Paper presented at the V Simposio Iberoamericano de Ingeniería de residuos sólidos REDIGIRS-REDISA.
- Di Rienzo, J. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.
- Dickson, A., Leaf, A. L. y Hosner, J. F. 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *The Forestry Chronicle*, 36(1), 10-13.
- Diez, J., Salleses, L., Della Torre, V., Riera, N., Rizzo, P., Crespo, D. y Pathauer, P. 2012. Evaluación de la capacidad de enraizamiento y desarrollo de clones híbridos de *Eucalyptus* spp. en sustratos con compost avícola. XV Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales Eldorado, Misiones, Argentina.
- do Amaral, L. A. 2004. Drinking water as a risk factor to poultry health. *Braz J Poultry Sci*, 6(4), 191-199. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-635X2004000400001>
- Domene, X., Solà, L., Ramírez, W., Alcañiz, J. M. y Andrés, P. 2011. Soil bioassays as tools for sludge compost quality assessment. *Waste Management*, 31(3), 512-522.
- Edwards, D. y Daniel, T. 1992. Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal - A review. *Bioresour Technol*, 41(1), 9-33. doi: [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90094-E](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90094-E)
- Eghball, B. 2002. Soil Properties as Influenced by Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications. *Agronomy Journal*, 94(1), 128-135. doi: 10.2134/agronj2002.1280
- Estévez-Schwarz, I., Seoane, S., Núñez, A. y López-Mosquera, M. 2009. Characterization and evaluation of compost utilized as ornamental plant substrate. *Compost Science & Utilization*, 17(4), 210-219.
- EU. 2009. European Union Regulation No 1069/2009. Animal by-products Regulation. European Union Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32009R1069>.
- Faissal, A., Ouazzani, N., Parrado, J., Dary, M., Manyani, H., Morgado, B., Barragan, M. y Mandi, L. 2017. Impact of fertilization by natural manure on the microbial quality of soil: Molecular Approach. *Saudi J Biol Sci*, 24(6), 1437-1443. doi: doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.01.005
- FAO. 2008, 5-7 November 2007. Poultry in the 21st Century: avian influenza and beyond, FAO Animal. Paper presented at the Proceedings of the International Poultry Conference, Bangkok, Thailand.
- FAO. 2009. The state of food and agriculture. Food and Agriculture Organization of United Nations, from <http://www.fao.org/3/a-i0680e.pdf>
- FAOSTAT. 2013. Statistics of Food and Agricultural commodities production. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Retrieved Accessed 24 October 2019, from <http://www.fao.org/faostat/en/#home>

- Favaro, J., Buyatti, M. y Acosta, M. 2002. Evaluación de sustratos a base de serrín de Salicáceas (*Salix* sp.) compostados para la producción de plantones. *Invest. Agr.: Prod. Prot. Veg.* 17(3), 367-373.
- Fermino, M. 2003. Métodos de análisis para caracterización física de sustratos para plantas. Tesis de doctorado. Universidad Federal de Rio Grande Do Sul. Facultad de
- Ferrer, J., Páez, G., Mármol, Z., Ramones, E., Chandler, C., Marin, M. y Ferrer, A. 2001. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. *Bioresource technology*, 76(1), 39-44.
- Fonseca, É. d. P., Valéri, S. V., Miglioranza, É., Fonseca, N. A. N. y Couto, L. 2002. Padrão de qualidade de mudas de *Trema micrantha* (L.) Blume, produzidas sob diferentes períodos de sombreamento. *Revista Árvore*, 26(4), 515-523.
- Foreyt, W. J. 2013. *Veterinary parasitology reference manual* (Fifth edition ed.). USA: John Wiley & Sons.
- Frank, R., Stonefield, K. I. y Luyken, H. 1988. Monitoring wood shaving litter and animal products for polychlorophenols residues, Ontario, Canada, 1978–1986. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 40(3), 468-474.
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Aguilar, M. I., Ortuño, J. F. y Meseguer, V. F. 2004. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, 108(3), 161-169.
- Garcia-Gomez, A., Bernal, M. y Roig, A. 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresource technology*, 83(2), 81-87.
- García, A. R. y Iorio, A. d. 2005. Incidencia de la descarga de efluentes de un feedlot en la calidad de agua del arroyo Morales, Buenos Aires-Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía. UBA*, 25(2), 167-176.
- García, A. R., Maisonnave, R., Massobrio, M. J., de Iorio, F. y Alicia, R. 2012. Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1591-1599.
- García, Y., Ortiz, A. y Wo, E. L. 2008. Efecto de los residuales avícolas en el ambiente. *International Poultry Expo*.
- Giuffré, L. y Ratto, S. E. 2013. *Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad*: Editorial Facultad de Agronomía, FAUBA.
- Gomes, J. M., Couto, L., Garcia, H. L., Xavier, A. y Ribeiro, S. G. L. 2002. Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore*, 26(6), 655-664.
- Gomes, J. M., Couto, L., Garcia, H. L., Xavier, A. y Ribeiro, S. G. L. 2003. Crescimento de mudas de *Eucalyptus grandis* em diferentes tamanhos de tubetes e fertilização NPK. *Revista Árvore*, 27(2), 113-127.
- Gómez, L. 1993. Carta básica semidetallada de suelos. Complejo de Investigaciones Castelar, INTA, Provincia de Buenos Aires. INTA-CIRN, Instituto de Suelos, Buenos Aires, 114.
- Grigatti, M., Cavani, L. y Ciavatta, C. 2011. The evaluation of stability during the composting of different starting materials: Comparison of chemical and biological parameters. *Chemosphere*, 83(1), 41-48.
- Grigatti, M., Giorgioni, M. E. y Ciavatta, C. 2007. Compost-based growing media: Influence on growth and nutrient use of bedding plants. *Bioresource technology*, 98(18), 3526-3534.
- Groppelli, E. S. y Giampaoli, O. A. 2001. Ambiente y tecnología socialmente apropiada: el camino de la biodigestión: Universidad Nacional del Litoral.

- Gupta, G., Borowiec, J. y Okoh, J. 1997. Toxicity identification of poultry litter aqueous leachate. *Poultry science*, 76(10), 1364-1367.
- Gupta, G. y Kelly, P. 1992. Poultry litter toxicity comparison from various bioassays. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 27(4), 1083-1093.
- Han, F., Kingery, W., Selim, H. y Gerard, P. 2000. Accumulation of heavy metals in a long-term poultry waste-amended soil. *Soil Sci*, 165(3), 260-268.
- Handreck, K. y Black, N. 2002. *Growing media for ornamental plants and turf*: UNSW press.
- Hansen, R., Keener, H. y Hoitink, H. 1989. Poultry manure composting: an exploratory study. *Transactions of the ASAE*, 32(6), 2151-2158.
- Harada, Y. y Inoko, A. 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition*, 26(1), 127-134.
- Haug, R. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Boca Raton, Florida, Estados Unidos.: Lewis Publishers.
- Herbert, M. 1990. Fertilizer/site interactions on the growth and foliar nutrient levels of *Eucalyptus grandis*. *Forest Ecology and management*, 30(1-4), 247-257.
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T. y Oleskowicz-Popiel, P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource technology*, 100(22), 5478-5484.
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M. y De Wilde, V. 2016. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515-2522.
- Hribar, C. 2010. Understanding concentrated animal feeding operations and their impact on communities N. A. o. L. B. o. Health (Ed.) (pp. 30). Retrieved from <https://nalboh.site-ym.com>
- Hruby, C., Soupir, M., Moorman, T., Shelley, M. y Kanwar, R. 2016. Effects of tillage and poultry manure application rates on *Salmonella* and fecal indicator bacteria concentrations in tiles draining Des Moines Lobe soils. *Journal of environmental management*, 171, 60-69.
- Hruby, C. E., Soupir, M. L., Moorman, T. B., Pederson, C. y Kanwar, R. 2018. *Salmonella* and fecal indicator bacteria survival in soils amended with poultry manure. *Water Air Soil Poll*, 229(2), 32. doi: doi.org/10.1007/s11270-017-3667-z
- Hsu, J.-H. y Lo, S.-L. 1999. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental pollution*, 104(2), 189-196.
- Hu, Y., Cheng, H. y Tao, S. 2017. Environmental and human health challenges of industrial livestock and poultry farming in China and their mitigation. *Environ Int*, 107, 111-130. doi: doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.003
- Huang, J. J. y Shih, J. C. 1981. The potential of biological methane generation from chicken manure. *Biotechnology and Bioengineering*, 23(10), 2307-2314.
- Hue, N. y Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization*, 3(2), 8-15.
- Iannotti, D. A., Pang, T., Toth, B., Elwell, D., Keener, H. y Hoitink, H. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science & Utilization*, 1(3), 52-65.
- IEC. 2010. *The egg industry 2010. A global view* (pp. 15). UK.
- INTA, S. 2020. Sistema de Información y Gestión Agrometeorológica (SIGA) Retrieved 7 de Mayo, 2020, from <http://siga2.inta.gov.ar>

- Iocoli, G. A., Zabaloy, M. C., Pasdevicelli, G. y Gómez, M. A. 2019. Use of biogas digestates obtained by anaerobic digestion and co-digestion as fertilizers: Characterization, soil biological activity and growth dynamic of *Lactuca sativa* L. *Science of the Total Environment*, 647, 11-19.
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A. y Parrella, A. 2003. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere*, 52(1), 85-94.
- Islam, M., Doyle, M. P., Phatak, S. C., Millner, P. y Jiang, X. 2004. Persistence of enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157: H7 in soil and on leaf lettuce and parsley grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. *J Food Protect*, 67, 1365-1370. doi: doi.org/10.4315/0362-028x-67.7.1365
- Jackson, B. P., Bertsch, P., Cabrera, M., Camberato, J., Seaman, J. y Wood, C. 2003. Trace element speciation in poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 32(2), 535-540.
- Jakobsen, S. T. 1992. Interaction between Plant Nutrients: 1. Theory and Analytical Procedures. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 42(4), 208-212. doi: 10.1080/09064719209410213
- Jenkins, M. B., Bowman, D. D. y Ghiorse, W. C. 1998. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts by ammonia. *Appl Environ Microbiol*, 64, 784-788.
- Kahn, B. A., Stoffella, P. J., Calvert, D. V., He, Z. y Yang, X. 2005. Ventajas que suponen la utilización de compost para la nutrición fosfórica, potásica, cálcica, magnésica y de micronutrientes. Paper presented at the Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola.
- Kämpf, A. N. 2005. Produção comercial de plantas ornamentais. Guaíba: Agrolivros, 2.
- Kelleher, B., Leahy, J., Henihan, A., O'dwyer, T., Sutton, D. y Leahy, M. 2002. Advances in poultry litter disposal technology - a review. *Bioresour Technol*, 83, 27-36. doi: doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00133-X
- Kirchherr, J., Reike, D. y Hekkert, M. 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232.
- Kirchmann, H. y Bernal, M. 1997. Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(11-12), 1747-1753.
- Kirchmann, H. y Lundvall, A. 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biology and fertility of soils*, 15(3), 161-164.
- Komilis, D. P. y Tziouvaras, I. S. 2009. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management*, 29(5), 1504-1513.
- Kwasniewska, J., Nałecz-Jawecki, G., Skrzypczak, A., Płaza, G. y Matejczyk, M. 2012. An assessment of the genotoxic effects of landfill leachates using bacterial and plant tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 75, 55-62.
- Lacey, C., Leaf, A. y Talli, A. 1966. Growth and nutrient uptake by flooded gum seedlings subjected to various phosphorus supplies. *Australian Forestry*, 30(3), 212-222.
- Landis, T. D. y Morgan, N. 2009. Growing media alternatives for forest and native plant nurseries. In: Dumroese, RK; Riley, LE, tech. coords. *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations-2008*. Proc. RMRS-P-58. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 26-31.
- Laos, F., Mazzarino, M., Walter, I., Roselli, L., Satti, P. y Moyano, S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresource technology*, 81(3), 179-186.

- Leconte, M., Mazzarino, M., Satti, P., Iglesias, M. y Laos, F. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Management*, 29, 2446-2453.
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J., Junqua, G. y Steyer, J. 2010. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review. *Process biochemistry*, 45(4), 431-440.
- Li, H., Xin, H., Burns, R. T., Roberts, S. A., Li, S., Kliebenstein, J. y Bregendahl, K. 2012. Reducing ammonia emissions from laying-hen houses through dietary manipulation. *J Air Waste Manage*, 62, 160-169. doi: <https://doi.org/10.1080/10473289.2011.638414>
- Li, H., Xin, H., Liang, Y. y Burns, R. 2008. Reduction of ammonia emissions from stored laying hen manure through topical application of zeolite, Al+ Clear, Ferix-3, or poultry litter treatment. *Journal of Applied Poultry Research*, 17(4), 421-431.
- Liang, Y., Xin, H., Wheeler, E., Gates, R., Li, H., Zajackowski, J., Topper, P., Casey, K. D., Behrends, B. y Burnham, D. J. 2005. Ammonia emissions from US laying hen houses in Iowa and Pennsylvania. *T ASAE*, 48, 1927-1941. doi: doi.org/10.13031/2013.20002
- Lin, X. J., Zhang, R., Jiang, S., Elmashad, H. M. y Mitloehner, F. 2016. Nutrient flow and distribution in conventional cage, enriched colony, and aviary layer houses. *Poult Sci*, 95, 213-224. doi: doi.org/10.3382/ps/pev307
- Lorimor, J. C. y Xin, H. 1999. Manure production and nutrient concentrations from high-rise layer houses. *Appl Eng Agric*, 15, 337. doi: <https://doi.org/10.13031/2013.5787>
- Maisonave, R. y Lamelas, K. 2015. Buenas prácticas de manejo y utilización de cama de pollo y guano Ministerio de Agroindustria (pp. 44). Retrieved from http://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/prensa/folletos_digitales/contenido/Manual_Avicola.pdf
- Malavolta, E., Vitti, G. C. y Oliveira, S. A. d. 1997. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações (2 ed ed.). Piracicaba: Potafos.
- Marron, N. 2015. Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: a literature review. *Biomass Bioenerg*, 81, 378-400. doi: <https://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.07.025>
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd. Edn. Academic Pres.
- Matejczyk, M., Płaza, G. A., Nałęcz-Jawecki, G., Ulf, K. y Markowska-Szczupak, A. 2011. Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. *Chemosphere*, 82(7), 1017-1023.
- Matheri, A., Ndiweni, S., Belaid, M., Muzenda, E. y Hubert, R. 2017. Optimising biogas production from anaerobic co-digestion of chicken manure and organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, 756-764.
- Mazzarino, M. J. y Satti, P. S. 2012. Compostaje en la Argentina. Experiencias en producción, calidad y uso: Editorial UNRN.
- Melgares, J. 2001. El cultivo de girasol (*Helianthus annuus*) para flor cortada. *Revista Flormarket*, 2(2), 55-61.
- Mench, J., Sumner, D. y Rosen-Molina, J. 2011. Sustainability of egg production in the United States - The policy and market context. *Poult Sci*, 90, 229-240. doi: <https://doi.org/10.3382/ps.2010-00844>
- Moore, P., Huff Jr, W., Daniel, T., Edward, D. y Saucer, T. 1997. Effect of aluminum sulfate on ammonia fluxes from poultry litter in commercial broiler houses. Paper

- presented at the Proceedings of Fifth International Symposium on Livestock Environment, Transactions of the ASAE.
- Moore, W. A., Ludzack, F. y Ruchhoft, C. 1951. Determination of oxygen-consumed values of organic wastes. *Anal Chem*, 23, 1297-1300. doi: doi.org/10.1021/ac60057a023
- Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. 2008. *Compostaje*: Ediciones Mundi-Prensa.
- Mortola, N., Romaniuk, R., Cosentino, V., Maximiliano, E., Carfagno, P., Rizzo, P., Patricia, B., Riera, N., Marcos, R. y Butti, M. 2019. Potential Use of a poultry manure digestate as a Biofertiliser: evaluation of soil properties and *Lactuca sativa* growth. *Pedosphere*, 29(1), 60-69.
- Naseem, S. y King, A. J. 2018. Ammonia production in poultry houses can affect health of humans, birds, and the environment - techniques for its reduction during poultry production. *Environ Sci Poll R*, 25, 15269-15293. doi: doi.org/10.1007/s11356-018-2018-y
- Nicholson, F. A., Groves, S. J. y Chambers, B. J. 2005. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresour Technol*, 96, 135-143. doi: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.02.030
- Oenema, O. y Tamminga, S. 2005. Nitrogen in global animal production and management options for improving nitrogen use efficiency. *Science in China Series C: Life Sciences*, 48(2), 871-887.
- Ogunwande, G., Osunade, J. y Ogunjimi, L. 2008. Effects of carbon to nitrogen ratio and turning frequency on composting of chicken litter in turned-windrow piles. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*, 10, 1-16.
- Ogunwande, G. A. 2011. Feasibility study of a V-shaped pipe for passive aeration composting. *Waste Manag Res*, 29, 240-248. doi: doi.org/10.1177/0734242X10371493
- Ogunwande, G. A. y Osunade, J. A. 2011. Passive aeration composting of chicken litter: Effects of aeration pipe orientation and perforation size on losses of compost elements. *J Environ Manage*, 92(1), 85-91. doi: doi: 10.1016/j.jenvman.2010.08.026.
- Oliveira Junior, A., Cairo, P. y Novaes, A. d. 2011. Características morfofisiológicas associadas à qualidade de mudas de *Eucalyptus urophylla* produzidas em diferentes substratos. *Revista Árvore*, 35(6), 1173-1180.
- Osti, R., Deyi, Z., Virendra, S., Dinesh, B. y Harshika, C. 2016. An economic analysis of poultry egg production in Nepal. *Pak J Nutr*, 15, 715-724.
- Oviedo-Ocaña, E., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L., Hoyos, L., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D. y Sanchez, A. 2015. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, 44, 63-71.
- Pablos, M., Martini, F., Fernandez, C., Babin, M., Herraiz, I., Miranda, J., Martínez, J., Carbonell, G., San-Segundo, L. y García-Hortigüela, P. 2011. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Management*, 31(8), 1841-1847.
- Pablos, M. V., Fernández, C., del Mar Babín, M., Navas, J. M., Carbonell, G., Martini, F., García-Hortigüela, P. y Tarazona, J. V. 2009. Use of a novel battery of bioassays for the biological characterisation of hazardous wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(5), 1594-1600.
- Pagans, E., Barrena, R., Font, X. y Sánchez, A. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62(9), 1534-1542.

- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Sánchez-Monedero, M. A. y Cegarra, J. 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol Fert Soils*, 32(3), 222-227. doi: 10.1007/s003740000239
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S. y Misselbrook, T. 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource technology*, 91(2), 171-178.
- Paszczyński, A. y Crawford, R. L. 1991. Degradation of azo compounds by ligninase from *Phanerochaete chrysosporium*: involvement of veratryl alcohol. *Biochemical and biophysical research communications*, 178(3), 1056-1063.
- Pelletier, N. 2017. Life cycle assessment of Canadian egg products, with differentiation by hen housing system type. *J Clean Prod*, 152, 167-180. doi: doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.050
- Peterson, J. C. 1982. Effects of pH upon nutrient availability in a commercial soilless root medium utilized for floral crop production. Ohio State University and Ohio Research and Development Center. *Cir*, 268, 16-19.
- Petric, I., Šestan, A. y Šestan, I. 2009. Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*, 104(1), 125-134.
- Placha, I., Venglovský, J., Sasakova, N. y Svoboda, I. 2001. The effect of summer and winter seasons on the survival of *Salmonella typhimurium* and indicator micro-organisms during the storage of solid fraction of pig slurry. *J Appl Microbiol*, 91, 1036-1043. doi: https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01471.x
- Ponsá, S., Gea, T. y Sánchez, A. 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. *Journal of Environmental Quality*, 39(2), 706-712.
- Puyuelo, B., Ponsá, S., Gea, T. y Sánchez, A. 2011. Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. *Chemosphere*, 85(4), 653-659.
- Raviv, M., Chen, Y. y Inbar, Y. 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container-grown plants The role of organic matter in modern agriculture (pp. 257-287): Springer.
- Riera, N. I., Torre, V. d., Rizzo, P. F., Butti, M., Bressan, F. M., Zarate, N., Weigandt, C. y Crespo, D. E. 2014. Composting process evaluation of two mixtures of poultry manures. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo*, 46(1), 195-203.
- Rizzo, P. F., Torre, V. D., Riera, N. I., Crespo, D., Barrena, R. y Sánchez, A. 2015. Co-composting of poultry manure with other agricultural wastes: process performance and compost horticultural use. [Journal article]. *J Mater Cycles Waste*, 17, 42-50. doi: doi.org/10.1007/s10163-013-0221-y
- Rodríguez-Verde, I., Regueiro, L., Lema, J. M. y Carballa, M. 2018. Blending based optimisation and pretreatment strategies to enhance anaerobic digestion of poultry manure. *Waste Manage*, 71, 521-531. doi: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.002
- Ruggieri, L., Gea, T., Artola, A. y Sánchez, A. 2009. Air filled porosity measurements by air pycnometry in the composting process: a review and a correlation analysis. *Bioresource technology*, 100(10), 2655-2666.
- Ruggieri, L., Gea, T., Mompeó, M., Sayara, T. y Sánchez, A. 2008. Performance of different systems for the composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste. *Biosystems Engineering*, 101(1), 78-86.

- Rynk, R., Sailus, M., Popow, J. S., Bernat, J., Grant, R., Van de Kamp, M., Willson, G. B., Singley, M. E. y Richard, T. L. 1994. On-farm composting handbook: New York, US: Northeast Regional Agricultural Engineering Service
- Sadzawka, R., Carrasco, R., Grez, R. y Mora, M. 2005. Métodos de análisis de compost. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Serie Actas(30).
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. 2019. Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Paper presented at the Simposio “Fertilidad 2019: “Conocer mas, crecer mejor”, Rosario, Santa Fe. Argentina. <https://www.fertilizar.org.ar/>
- SAMLA. 2004. Recopilación de técnicas de laboratorio. Sistema de Apoyo Metodológico a Laboratorios de Análisis de suelos, aguas, vegetales y enmiendas orgánicas
- Sánchez, A., Gabarrell, X., Artola, A., Barrena, R., Colón, J., Font, X. y Komilis, D. 2016. Composting of wastes. In M. J. Taherzadeh & T. Richards (Eds.), Resource recovery to approach zero municipal waste (pp. 77-106). Boca Ratón, Florida, United States: Taylor and Francis Group.
- Santos, C. B., Longhi, S. J., Hoppe, J. M. y Moscovich, F. A. 2000. Efeito do volume de tubetes e tipo de substratos na qualidade de mudas de *Cryptomeria japonica* (LF) D. Don. *Ciência Florestal*, 10(2), 1-15.
- Sayara, T., Sarrà, M. y Sánchez, A. 2010. Effects of compost stability and contaminant concentration on the bioremediation of PAHs-contaminated soil through composting. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 999-1006.
- SCyMA. 2019. Resolución 19/19 - Norma Técnica para la Aplicación Agrícola de Digerido Proveniente de Plantas de Digestión Anaeróbica.: Retrieved from <http://argentinambiental.com/legislacion/nacional/resolucion-192019-norma-tecnica-la-aplicacion-agricola-digerido-proveniente-plantas-digestion-anaerobica/>.
- SCyMA y SENASA. 2019. Resolución Conjunta 1/19 - Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina: Retrieved from <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-1-2019-318692/texto>.
- Schmidt-Vogt, H. 1990. Characterization of plant material, IUFRO Meeting. S1. 05-04. Röhring E, Gussone HA. Waldbau. Zweiter band. Sechste Auflage, Neubearbeitet. Hamburg und Berlin.
- Schoumans, O. F., Bouraoui, F., Kabbe, C., Oenema, O. y van Dijk, K. C. 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2), 180-192.
- SENASA. 2011. Manual of Procedures for registering products in the National Register of Fertilizers, Dressings, Substrates, Protectors, Conditioners and Raw Materials (In Spanish). Resolution N° 264/11. Argentina. Available at <http://www.senasa.gov.ar/> (verified August 2015).
- SENASA. 2019. Registro nacional sanitario de productores agropecuarios from www.senasa.gov.ar/cadena-animal/ovinos/produccion-primaria
- Sepulcri, M. G., Palacios, D., Magri, L. I. y Barbano, P. M. 2018. Relevamiento de la actividad avícola en el territorio norte del Área Metropolitana de Buenos Aires.
- Silva, M. E., Lemos, L. T., Cunha-Queda, A. C. y Nunes, O. C. 2009. Co-composting of poultry manure with low quantities of carbon-rich materials. *Waste Management & Research*, 27(2), 119-128.

- Sobrero, M. C. y Ronco, A. 2004. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: standerización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Mexico: IMTA.
- Solano, M., Iriarte, F., Ciria, P. y Negro, M. 2001. SE—structure and environment: performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 79(3), 317-329.
- Souza, C. A. M., de Oliveira, R. B., Martins Filho, S. y de Souza Lima, J. S. 2006. Crescimento em campo de espécies florestais em diferentes condições de adubações. *Ciência Florestal*, 16(3), 243-249.
- Souza Junior, L. y Wendling, I. 2003. Propagação vegetativa de *Eucalyptus dunnii* via miniestaquia de material juvenil. Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. y de Haan, C. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options: Food & Agriculture Org.
- Stentiford, E., Mara, D. y Taylor, P. 1985. Forced aeration co-composting of domestic refuse and sewage sludge in static piles. *Composting of agricultural and other wastes*/edited by JKR Gasser.
- Tabatabaei, M., Valijanian, E., Aghbashlo, M., Ghanavati, H., Sulaiman, A. y Wakisaka, M. 2018. Prominent parameters in biogas production systems *Biogas* (pp. 135-161). Switzerland: Springer.
- Tamminga, S. 2003. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. *Livestock Production Science*, 84(2), 101-111. doi: <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2003.09.008>
- Terzich, M., Pope, M. J., Cherry, T. E. y Hollinger, J. 2000. Survey of pathogens in poultry litter in the United States. *J Appl Poultry Res*, 9, 287-291. doi: doi.org/10.1093/japr/9.3.287
- Tiquia, S. 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *Journal of applied microbiology*, 92(4), 764-775.
- Tiquia, S. 2010. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. *Chemosphere*, 79(5), 506-512.
- Tiquia, S., Richard, T. y Honeyman, M. 2002. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62(1), 15-24.
- Tiquia, S. y Tam, N. 2000a. Co-composting of spent pig litter and sludge with forced-aeration. *Bioresource technology*, 72(1), 1-7.
- Tiquia, S. y Tam, N. 2000b. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental pollution*, 110(3), 535-541.
- Tiquia, S., Tam, N. y Hodgkiss, I. 1996. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental pollution*, 93(3), 249-256.
- Tiquia, S. M. y Tam, N. F. 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process biochemistry*, 37(8), 869-880.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A. y Itävaara, M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource technology*, 72(2), 169-183.
- Turan, N. G. 2008. The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresource technology*, 99(7), 2097-2101.
- Ugwuanyi, J., Harvey, L. y McNeil, B. 1999. Effect of process temperature, pH and suspended solids content upon pasteurization of a model agricultural waste during thermophilic aerobic digestion. *Journal of applied microbiology*, 87(3), 387-395.
- USDA. 1992. Keys to soil taxonomy by soil survey staff. AID. USDA. SMSS. Technical Monograph, 19.

- USDA. 2012. Conservation Practice Standard, Nutrient Management 590. USDA NRCS (Natural Resources Conservation Service). Washington, DC, USA: Retrieved from <http://www.nrcs.usda.gov>.
- USDA y USCC. 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost. USA: Edaphos International.
- USEPA. 1996. Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1010 Aquatic Invertebrate Acute Toxicity Test, Freshwater Daphnids, EPA 712-C-96-114.
- USEPA. 2013. Literature Review of Contaminants in Livestock and Poultry Manure and Implications for Water Quality. United States Environmental Protection Agency. Retrieved from <https://www.epa.gov>
- Vaca-Paullín, R., Esteller-Alberich, M. V., Lugo-De La Fuente, J. y Zavaleta-Mancera, H. A. 2006. Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil. *Waste Management*, 26(1), 71-81.
- Varnero, M., Rojas, C. y Orellana, R. 2007. Phytotoxicity indices of organic residues during composting. *Soil Sci Plant Nutr*, 7, 28-37.
- Venglovsky, J., Sasakova, N. y Placha, I. 2009. Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land application. *Bioresour Technol*, 100, 5386-5391. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.068>
- Viel, M., Sayag, D., Peyre, A. y André, L. 1987. Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. *Biological Wastes*, 20(3), 167-185.
- Walker, D. J. y Bernal, M. P. 2008. The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource technology*, 99(2), 396-403.
- WARP. 2011. Guidelines for the specification of quality compost for use in growing media: Waste and Resources Action Program.
- Weil, R. y Kroontje, W. 1979. Organic Matter Decomposition in a Soil Heavily Amended with Poultry Manure. *J Environ Qual*, 8, 584-588.
- Wendling, I. y Xavier, A. 2005. Influência do ácido indolbutírico e da miniestaquia seriada no enraizamento e vigor de miniestacas de clones de *Eucalyptus grandis*. Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- WHO. 2017. One Health Retrieved 24/07/2019, from <https://www.who.int/features/qa/one-health/en/>
- Wiedemann, S. y McGahan, E. 2011. Environmental assessment of an egg production supply chain using life cycle assessment (pp. 68). Retrieved from <https://www.australianeggs.org.au>
- Wiedemann, S., McGahan, E. y Burger, M. 2008. Layer hen manure analysis report (pp. 68). Retrieved from <https://www.australianeggs.org.au>
- WRAP. 2011. Guidelines for the specification of quality compost for use in growing media. Retrieved from
- Yeager, J. G. y Ward, R. 1981. Effects of moisture content on long-term survival and regrowth of bacteria in wastewater sludge. *Appl Environ Microbiol*, 41, 1117-1122.
- Young, B. J., Riera, N. I., Beily, M. E., Bres, P. A., Crespo, D. C. y Ronco, A. E. 2012. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotox Environ Safe*, 76, 182-186. doi: doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019
- Young, B. J., Rizzo, P. F., Riera, N. I., Torre, V. D., López, V. A., Molina, C. D., Fernández, F. E., Crespo, D. C., Barrena, R., Komilis, D. y Sánchez, A. 2016. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological,

- stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Manage*, 54, 101-109. doi: doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.001
- Zhou, S., Han, L., Huang, G., Yang, Z. y Peng, J. 2018. Pyrolysis characteristics and gaseous product release properties of different livestock and poultry manures: Comparative study regarding influence of inherent alkali metals. *J Anal Appl Pyrol*, 134, 343-350. doi: doi.org/10.1016/j.jaap.2018.06.024
- Zinsstag, J., Schelling, E., Waltner-Toews, D. y Tanner, M. 2011. From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being. *Prev Vet Med*, 101, 148-156. doi: https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2010.07.003
- Zubillaga, M. S., Bressan, E. y Lavado, R. S. 2012. Effects of phytoremediation and application of organic amendment on the mobility of heavy metals in a polluted soil profile. *International journal of phytoremediation*, 14(3), 212-220.
- Zubillaga, M. S. y Lavado, R. S. 2006. Phytotoxicity of biosolids compost at different degrees of maturity compared to biosolids and animal manures. *COMPOST SCI UTIL*, 14(4), 267-270. doi: https://doi.org/10.1080/1065657X.2006.10702295
- Zucconi, F. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54-57.

VII. APÉNDICE

1 Apéndice I (Capítulo 1)

Cuadro 7.1. Valores límites superiores de concentración de patógenos para el uso de compost en agricultura, jardines y recuperación de suelo, según diversas normativas.

Dinamarca ^a	Reino Unido ^a	España ^a	EEUU ^b		Argentina ^d
			Clase A	Clase B ^c	
<i>E. coli</i> < 100 UFC g ⁻¹ (peso fresco)	<i>E. coli</i> < 1000 UFC g ⁻¹ (peso fresco)	<i>E. coli</i> < 1000 NMP g ⁻¹ (peso fresco)	Coliformes fecales < 1000 NMP g ⁻¹ materia seca	Coliformes fecales < 2 x 10 ⁶ NMP g ⁻¹ materia seca o < 2 x 10 ⁶ UFC g ⁻¹ materia seca	Coliformes fecales < 1000 NMP g ⁻¹ materia seca
<i>Enterococcae</i> < 100 UFC g ⁻¹ (peso fresco)	Sin especificaciones	<i>Enterococcae</i> 10 ⁴ –10 ⁵ NMP g ⁻¹ <i>Clostridium perfringens</i> 10 ² –10 ³ NMP g ⁻¹ <i>Listeria monocytogenes</i> ausencia en 1 g	Sin especificaciones	Sin especificaciones	Sin especificaciones
<i>Salmonella</i> , ausencia	<i>Salmonella</i> , ausencia	<i>Salmonella</i> , no detectada en 25 g de materia fresca	< 3 NMP 4 g ⁻¹ materia seca	–	1 NMP 4 g ⁻¹ materia seca

Fuentes: ^aCurrent Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits (Bernal et al., 2017); ^b Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso (Mazzarino y Satti, 2012); ^c Los compost clase B tienen restricciones de uso; ^d SCyMA y SENASA (2019).

Cuadro 7.2. Concentraciones máximas de metales pesados establecidos para calidad de compost en diferentes países (mg.kg⁻¹ materia seca).

	Reino Unido	España			Alemania	Dinamarca		ECN-QAS	Unión Europea	Canadá		EEUU	Argentina	
EPT		Clase ^a				En materia seca				Clase ^a			Clase ^a	
		A	B	C ^c		En materia seca		En P total		A	B		A	B
As	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	13	75	n.d.	15	30
Cd	1,5	0,7	2	3	1,5	0,8	100	1,3	1,5	3	20	10–100	1,5	3
Co	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	34	150	n.d.	n.d.	n.d.
Cu	200	70	300	400	100	1000	n.d.	300	100	400	n.d.	450–3000	150	450
Cr	100	70	250	300	100	100	n.d.	60	200	210	n.d.	1000–2000	100	270
Hg	1	0,4	1,5	2,5	1	0,8	n.d.	0,45	1	0,8	5	5–15	0,7	5
Mo	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5	20	n.d.	n.d.	n.d.
Ni	50	25	90	100	50	30	2500	40	50	62	180	50–500	30	120
Pb	200	45	150	200	150	120 ^b	10000 ^b	130	120	150	500	250–1500	100	150
Se	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2	14	n.d.	n.d.	n.d.
Zn	400	200	500	1000	400	4000	n.d.	600	600	700	1850	900–10000	300	1100
Ref.	BSI (2011)	Ministerio de la Presidencia (2013)			RAL- GZ 251	Danish Ministry of Enviorenment (2006)		European Compost Network (2014)	Saveyn and Eder (2014)	CCME (2005)		US EPA (1993)	SCyMA y SENASA (2019)	

^a Las letras A, B y C indican clase en función a la calidad, siendo A aquellos que no presentan restricciones de uso (mejor calidad) y B o C presentando mayores restricciones (menor calidad). ^b Para uso en jardines y parqueización, la concentración de Pb en compost debería ser menor a 60 mg kg⁻¹ materia seca y 5000 mg kg⁻¹ P total, debido al riesgo para niños. ^c Compost de clase C pueden ser aplicados en suelos agrícolas hasta 5 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Para EEUU, los valores representan rangos valores estándares establecidos en distintos estados. **Fuente:** Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits (Bernal et al., 2017) y SCyMA y SENASA (2019).

Cuadro 7.3. Parámetros de calidad para materiales digeridos para su aplicación en suelos agrícolas, según la normativa nacional.

Parámetros	Argentina, (SCyMA, 2019)	
	Indicador	Límite superior
Estabilidad	Ácidos Orgánicos Totales (AOT)	\leq a 1500 mg.L ⁻¹
	Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	<0,43 g DQO.g MO ⁻¹
	AT4	< 10 mg O ₂ .g MS ⁻¹
	Biogás Residual	<0,25 L.g MO ⁻¹
	Índice Respirométrico Dinámico (IRD)	< 1 mg O ₂ .g MO.h ⁻¹
	Índice Respirométrico Estático (IRE)	\leq 0,5 mg O ₂ .g MO.h ⁻¹
Higienización	Coliformes fecales	< 1000 NMP.g MF ⁻¹
	<i>E. coli</i>	Ausencia
	Helmintos	1 huevo viable.L ⁻¹ de digerido
	<i>Salmonella</i>	< 3 NMP.4g MF ⁻¹
Residuos tóxicos e impurezas	Vidrio, metal, plástico (>2 mm)	\leq 0,5% MS
	Metales pesados	mg.kg⁻¹ MS
	As	15
	Cd	1,5
	Cr	100
	Cu	150
	Pb	100
	Hg	0,7
	Ni	30
	Zn	300
	pH	6,5-8,5
MO y nutrientes	CE	Declarar
	MO	> 40%
	N-total	Declarar
	N-NH ₄ ⁺	Declarar
	P- total	Declarar
	K- total	Declarar
	Cl ⁻ soluble	Declarar
	Na soluble	Declarar

Cuadro 7.4. Parámetros de calidad para materiales digeridos para su aplicación en suelos agrícolas, según normativas internacionales.

Parámetros	PAS 110 (Reino Unido, BSI, 2010)		RAL-QAS (Alemania, Slebert et al., 2008)		ASCP (Suiza; ASCP, 2001)	
	Indicador	Límite superior	Indicador	Límite superior	Indicador	Límite superior
Estabilidad	Ácidos grasos volátiles	0,43 g DQO.g ⁻¹ MO	Ácidos grasos	4000 mg.L ⁻¹		
	Biogás residual	0,25 L. g ⁻¹ MO	Ausencia de malos olores			
Higienización	<i>E. coli</i>	1000 NMP.UFC ⁻¹ .g ⁻¹ MF	<i>Salmonella</i>	Ausencia	No debe contener niveles detectables de microorganismos patógenos para las plantas, animales o humanos	
	<i>Salmonella</i>	Ausencia en 25 g MF	Criterios específicos para SANDACH			
	Criterios específicos para SANDACH		Semillas viables	2 semillas.L ⁻¹		
Residuos tóxicos e impurezas	Cristal, metal, plástico (>2 mm)	0,5 % MS	Impurezas > 2mm	0,5 % MS	Cristal, metal, plástico (>2 mm)	0,5 % MS
	Piedras (>5 mm)	8 % MS			Piedras (>5 mm)	5 % MS
	Metales pesados	mg.kg⁻¹ MS	Metales pesados	mg.kg⁻¹ MS	Metales pesados	mg.kg⁻¹ MS
	Cd	1,5	Cd	1,5	Cd	1
	Cr	100	Cr	100	Cr	100
	Cu	200	Cu	100	Cu	100
	Pb	200	Pb	150	Pb	120
	Hg	1	Hg	1	Hg	1
	Ni	50	Ni	50	Ni	30
	Zn	400	Zn	400	Zn	400
MO y nutrientes	pH	Declarar	pH	Declarar	pH	Declarar
	MS	Declarar	MS	> 15% (sólido)	MS	Declarar
	MO	Declarar	MS	≤ 15% (líquido)	MO	Declarar
	N-total	Declarar	MO	≥ 30% MS (sólido)	N-total	Declarar
	N-NH ₄ ⁺	Declarar		≥ 40% MS (líquido)	N-NH ₄ ⁺	Declarar
	P- total	Declarar	N- total	Declarar	P- total	Declarar
	K- total	Declarar	N-NH ₄ ⁺ +N-NO ₃ ⁻	Declarar	K- total	Declarar
	Cl ⁻ soluble	Declarar	P, K, Mg y S	Declarar	Ca y Mg	Declarar
	Na soluble	Declarar	Alcalinidad (CaO)	Declarar	Salinidad	Declarar
			Salinidad	Declarar	Densidad	Declarar
			Densidad	Declarar		
			Micronutrientes	Declarar		

Fuente: Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización (Bernal et al., 2011).

2 Apéndice II (Capítulo 2)

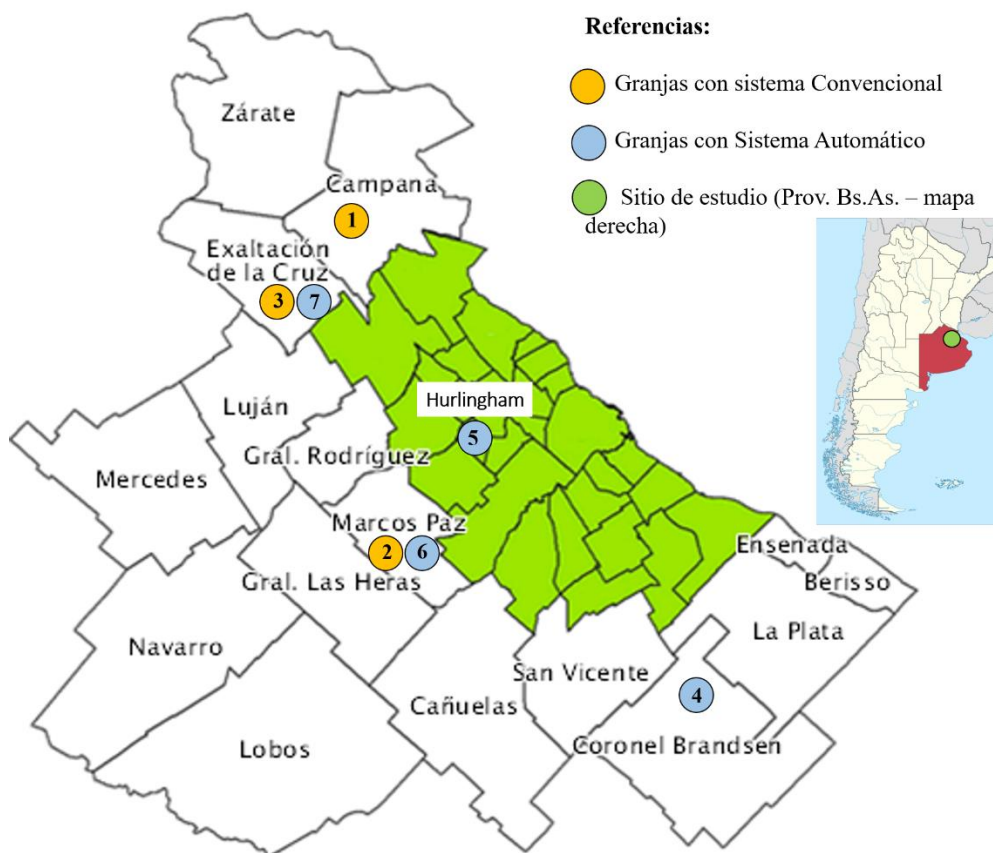


Figura 7.1. Mapa y localización de los establecimientos muestreados. Referencias: 1, 2 y 3 son granjas con SC y los puntos 4,5,6 y 7 son granjas con SA. * conviven en el mismo establecimiento; * conviven en el mismo establecimiento.

Cuadro 7.5. Características climáticas de los sitios de muestreo. Promedios anuales de parámetros climáticos del período 1961-2010.

Parámetro	Unidad	Sitios de muestreo			
		Campana y			
		Brandesen ⁽¹⁾	Exaltación de la Cruz ⁽²⁾	Hurlingham ⁽³⁾	Marcos Paz ⁽⁴⁾
		Granja 4	Granjas 1, 3 y 7	Granja 5	Granjas 2 y 6
Temp. Máx.	°C	21,4	22,9	22,3	22,3
Temp. mín.	°C	11,2	11,6	11,5	11,0
Temp. Media	°C	16,3	17,3	16,9	16,7
Precipitación	mm	1031,1	1052,3	1024,3	993,2
Heliofanía efectiva	hs	6,7	7,0	7,2	5,1
Heliofanía relativa	%	54,8	57,6	59,2	41,4
Tensión de vapor	hPa	14,7	15,1	14,4	14,3
Humedad relativa	%	74,8	72,8	69,1	70,9
Temperatura punto de rocío	°C	11,8	12,1	11,5	11,4
Vel. Del viento a 10 m	km.h ⁻¹	16,0	9,9	8,4	13,5
Vel. Del viento a 2 m	km.h ⁻¹	12,8	8,1	6,8	10,8
Radiación global	MJ.h ⁻¹	15,1	15,8	15,9	12,9
Evapotranspiración potencial	mm	1114,4	1087,1	1083,6	1055,2
Frecuencia de heladas		10,5	10,0	12,6	14,6
Horas de frío < 7°C	hs	786,9	684,2	715,7	812,8

Los números presentes en los sitios de muestreos, indican a la estación meteorológica más cercada a dichos sitios. Referencias: ⁽¹⁾ La Plata, ⁽²⁾ San Pedro, ⁽³⁾ Castelar y ⁽⁴⁾ Ezeiza. Fuente: INTA (2020).

Cuadro 7.6. Características productivas y manejo del guano en las granjas con sistema convencional de producción de huevo.

Parámetros productivos y manejo de guano	Establecimientos con sistemas convencionales (SC)		
	1	2	3
Ubicación (Partido - Provincia)	Campana - Prov. Bs.As.	Marcos Paz - Prov. Bs.As.	Exaltación de la Cruz - Prov. Bs.As.
Número de galpones	2	4	11
Cantidad de aves por establecimiento	6000	49000	66000
Generación anual aproximada de guano (Tn.año-1)	200	1600	2100
Frecuencia de extracción del guano (Meses)	4 meses	12 meses	12 meses
Manejo del guano y control de moscas (uso de CaO y/o control químico)	Usa cal y larvicidas	Usa cal	Usa cal
Modo de extracción	Manual	Manual	Manual
Destino del guano	Horticultura	Horticultura	Aplicación en su propio establecimiento, compostaje y horticultura

Cuadro 7.7. Características productivas y manejo del guano en las granjas con sistema automático de producción de huevo.

Parámetros productivos y manejo de guano	Establecimientos con sistemas automáticos (SA)			
	4	5	6	7
Ubicación (Partido - Provincia)	Brandsen - Prov. Bs.As.	Hurlingham - Prov. Bs.As.	Marcos Paz - Prov. Bs.As.	Exaltación de la Cruz - Prov. Bs.As.
Número de galpones	10	1	3	2
Cantidad de aves por establecimiento	1300000	1200	100000	32000
Generación anual aproximada de guano (Tn.año-1)	42000	40	3300	1100
Frecuencia de extracción del guano (hs)	24 - 72 hs	72 hs	72 hs	48 hs
Manejo del guano y control de moscas (uso de CaO y/o control químico)	No	No	No	No
Modo de extracción	Automática	Automática	Automática	Automática
Destino del guano	Aplicación en su propio establecimiento	Compostaje	Horticultura	Aplicación en su propio establecimiento, compostaje y horticultura

Cuadro 7.8. Valores de los auto-vectores (e1 y e2) correspondientes al análisis de componentes principales (ACP) realizado para el set de datos del Capítulo 2, presentado en la Fig. 2.3.

Parámetros	e1	e2
ST	0,15	-0,30
SV	-0,22	0,15
C:N	-0,11	0,28
pH	0,23	-0,11
CE	-0,24	0,15
Ca S	-0,01	0,34
Mg S	-0,11	0,28
K S	0,24	0,20
Na S	0,18	0,26
Zn S	0,19	0,22
Mn S	0,05	0,32
Cu S	0,29	0,04
Fe S	0,21	0,24
Ca T	0,19	0,01
Mg T	0,27	0,11
K T	0,26	-0,02
Na T	0,21	0,09
Zn T	0,06	-0,02
Mn T	0,17	-0,23
Cu T	0,15	0,22
Fe T	0,26	0,09
N-NH ₄ ⁺	-0,15	0,26
NT	-0,25	0,16
PT	0,28	-0,08
DQO	-0,17	-0,18

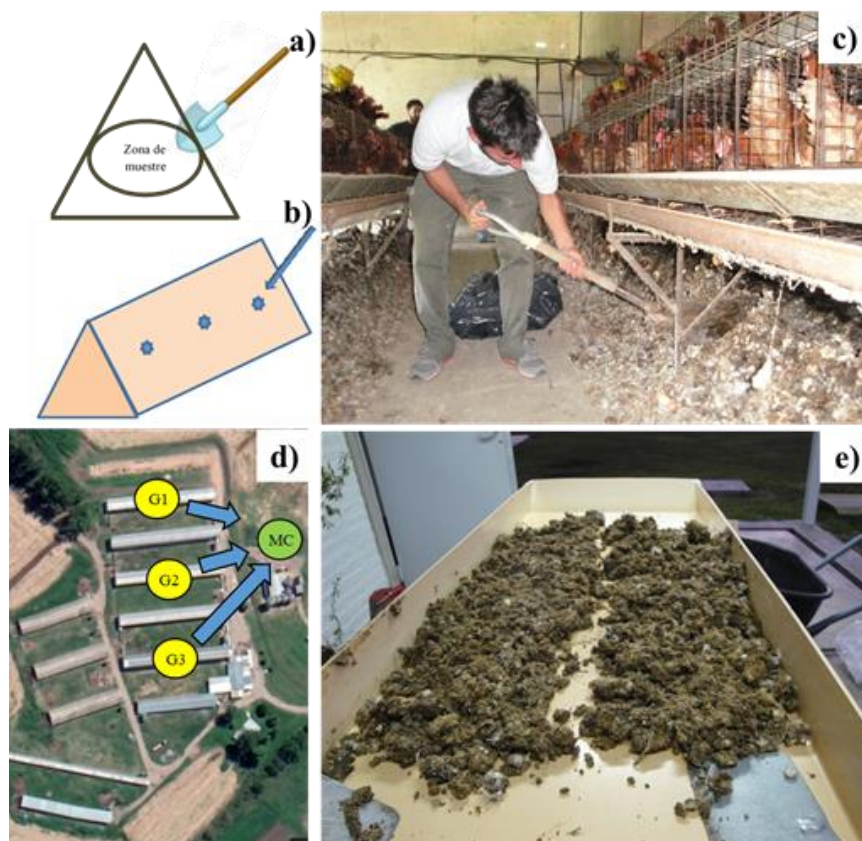


Figura 7.2. Procedimiento de muestreo en granjas con sistema convencional: a) Zona muestreo (calado de la pila) (Fuente: Maisonnave y Lamelas, 2015); b) Muestreo de la pila a lo largo del galpón (Fuente: Maisonnave y Lamelas, 2015), c) Toma de muestras simples, d) Toma de muestras compuestas, e) Limpieza, homogenización y cuarteo de muestras.

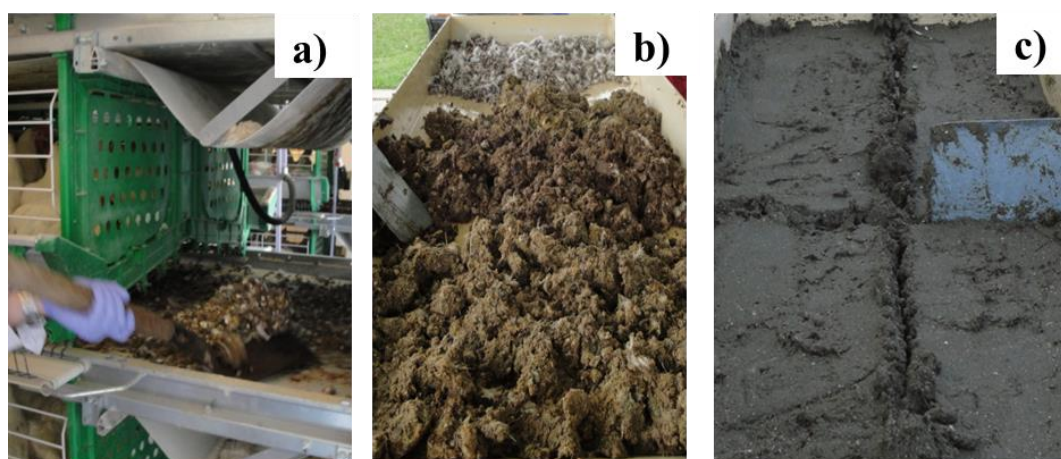


Figura 7.3. Procedimiento de muestreo en granjas con sistema automático: a) Muestreo al final de la cinta transportadora en el galpón, b) Limpieza y homogenización de muestras, c) Cuarteo de muestras.

Cuadro 7.9. Coeficientes de correlación de Pearson entre los parámetros medidos en tres tiempos de muestreo y tres granjas del CS ($n = 9$).

	CE	Mg S	K S	Na S	Mn S	Cu S	Fe S	K T	Na T	Fe T	N-NH ₄ ⁺	PT	NT	SO ₄ ²⁻
ST	-0,70**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,71**	n.s.	0,92**	0,85**
C:N		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,68**	n.s.
CE		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,90**	n.s.	n.s.	n.s.
Ca S		0,84**	0,76**	0,77**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,70**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
K S				0,75**	n.s.	0,70**	0,74**	n.s.	n.s.	0,76**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Zn S					0,70**	n.s.	0,72**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Mn S							0,72**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Cu S								0,71**	n.s.	n.s.	n.s.	0,70**	n.s.	n.s.
Mg T									n.s.	n.s.	n.s.	0,75**	n.s.	n.s.
K T									0,73**	n.s.	n.s.	0,84**	n.s.	n.s.
Cu T										0,77**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
N-NH ₄ ⁺												n.s.	n.s.	-0,70*

n.s.: no significativo. Sólo se muestran parámetros significativos (* $p \leq 0,01$ y ** $p \leq 0,001$).

Cuadro 7.10. Coeficientes de correlación de Pearson entre los parámetros medidos en tres tiempos de muestreo y tres granjas del SA ($n = 12$).

	Mg S	Na S	Mn S	Cu S	Fe S	Na T	NT
C:N	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,86**
Ca S	0,70**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
K S		0,73**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Zn S			0,81**	0,91*	0,82**	n.s.	n.s.
Mn S				0,79**	0,70**	n.s.	n.s.
Cu S					0,92*	n.s.	n.s.
K T						0,77**	n.s.

n.s.: no significativo. Sólo se muestran parámetros significativos (* $p \leq 0,01$ y ** $p \leq 0,001$).

3 Apéndice III (Capítulo 3)

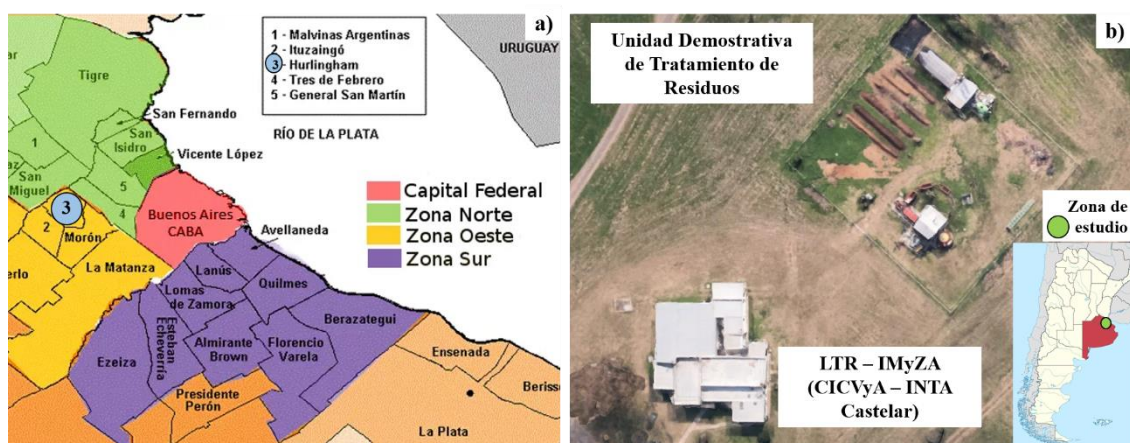


Figura 7.4. Mapa y localización del sitio donde se desarrollaron los experimentos: a) Ubicación de INTA Castelar (Partido de Hurlingham, AMBA-Bs.As.), b) Unidad demostrativa del LTR IMyZA (INTA Castelar).

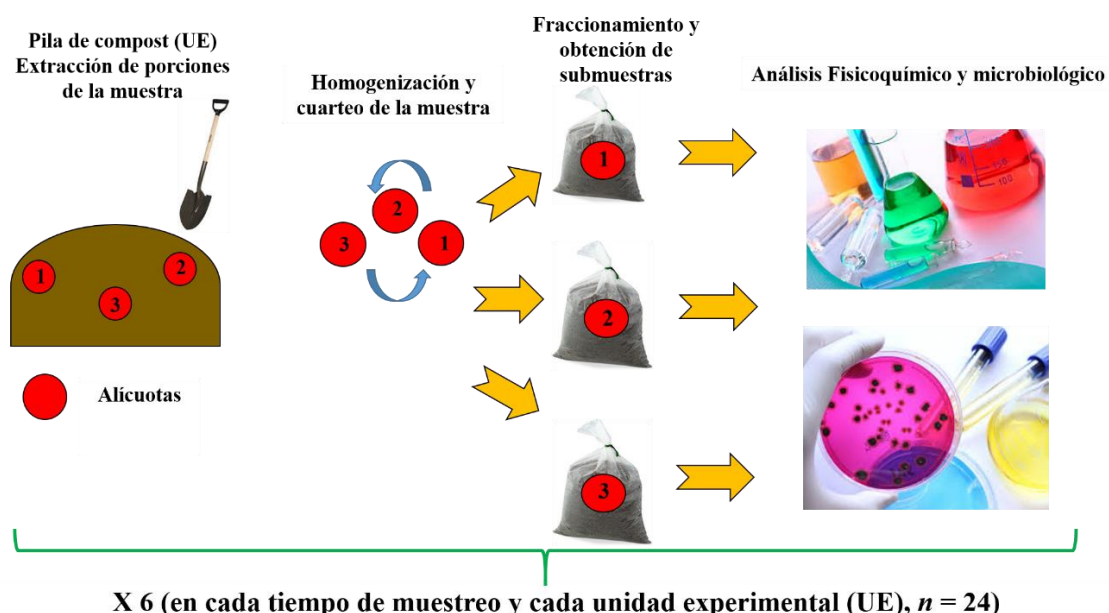


Figura 7.5. Esquema resumido del procedimiento para la obtención de muestras de compost (Experimento III) y su posterior análisis.

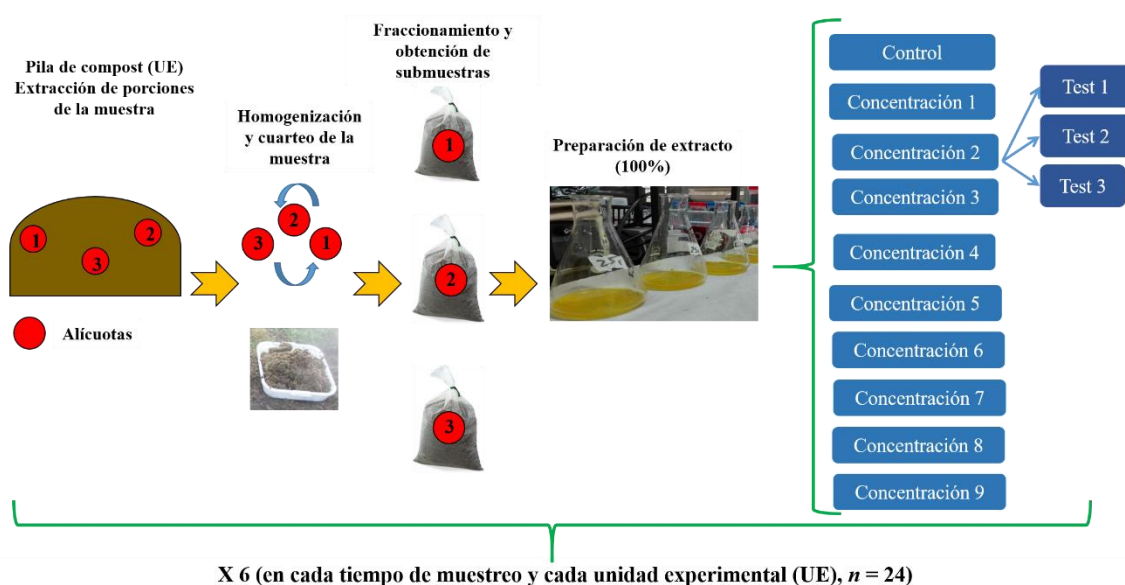


Figura 7.6. Esquema resumido del procedimiento para la obtención de muestras de compost (Experimento III) y preparación de extractos necesarios para los test de toxicidad (*L. sativa*, *R. sativus* y *D. magna*).

Cuadro 7.11. Valores de los auto-vectores (e1 y e2) correspondientes al análisis de componentes principales (ACP) realizado para el set de datos del Experimento I (Capítulo 3), presentado en la Fig. 3.8.

Parámetros	e1	e2
pH	0,29	0,07
CE	0,29	0,08
NO ₃ ⁻	-0,22	0,24
Ca	0,28	0,03
Mg	0,29	0,08
K	0,27	0,18
Na	0,28	0,12
MO	0,20	-0,25
NH ₄ ⁺	0,13	0,46
C:N	-0,18	0,11
NT	0,25	-0,22
PT	0,23	-0,03
PS	0,01	-0,39
IRE	0,08	-0,30
Dap	0,18	0,40
ICR _R	-0,27	0,03
ICR _L	-0,13	0,36
IG _R	-0,24	-0,04
IG _L	-0,28	0,10

Cuadro 7.12. Coeficientes de correlación de Pearson entre varios parámetros medidos en cuatro tiempos de muestreo en seis pilas de compostaje ($n = 24$).

		Parámetros físico-químicos								Estab.	<i>D. magna</i>	<i>L. sativa</i> (lechuga)				<i>R. sativus</i> (rabanito)			
		Cenizas	MO o COT	CS	Ca	Mg	Na	Mn	Cu	IRE	NOEC o LOEC	NOEC o LOEC e.r.	IC ₅₀ s.g.	NOEC o LOEC s.g.	CICR _{0.8}	CIG _{80%}	NOEC o LOEC e.r.	CICR _{0.8}	CIG _{80%}
Físico-químicos	pH	n.s.	n.s.	-0,75*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	CE	-0,80**	0,77**	0,83**	n.s.	n.s.	n.s.	0,79*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Cenizas		-0,78**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MO o COT			0,92**	n.s.	n.s.	n.s.	0,78*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	NT			0,87**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	CS				0,77*	n.s.	n.s.	0,78*	n.s.	-0,92**	n.s.	n.s.	-0,86**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Ca					0,94**	n.s.	0,75*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	K						0,97**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Zn							n.s.	0,84**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Mn								n.s.	-0,76*	n.s.	n.s.	-0,79*	-0,91**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Estab.	IRE										n.s.	n.s.	0,85**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>D. magna</i>	EC ₅₀										0,90**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>L. sativa</i> (lechuga)	IC ₅₀ e.r.											0,85**	n.s.	0,78**	0,90**	0,82**	n.s.	n.s.	n.s.
	NOEC o LOEC e.r.												n.s.	n.s.	0,84**	0,91**	n.s.	n.s.	n.s.
	IC ₅₀ s.g.													0,83**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	GRIC _{0.8}															0,79**	n.s.	n.s.	n.s.
<i>R. sativus</i> (rabanito)	IC ₅₀ e.r.																0,89**	0,81**	0,81**
	NOEC o LOEC e.r.																	0,87**	0,87**
	ICRC _{0.8}																		0,98**

Solo se muestran parámetros significativos (* $p < 0,01$ y ** $p < 0,001$). n.s.: no significativo; e.r.: elongación radicular; s.g.: germinación de semillas; Estab.: parámetro de estabilidad; MO y TOC se muestran juntos debido a que tuvieron los mismos valores de coeficientes de correlación; NOEC y LOEC se muestran juntos debido a que tuvieron los mismos valores de coeficientes de correlación.

Cuadro 7.13. Valores de los auto-vectores (e1 y e2) correspondientes al análisis de componentes principales (ACP) realizado para el set de datos de los Experimentos III y IV (Capítulo 3), presentado en la Fig. 3.13.

Parámetros	e1	e2
pH	-0,26	0,14
CE	0,27	-0,07
MO	0,28	-0,04
Humedad (H)	0,23	-0,21
COT	0,28	-0,04
NT	0,20	0,05
C:N	-0,12	-0,16
CS	0,25	0,07
PT	-0,15	0,14
PS	-0,02	0,25
Ca	0,21	0,22
Mg	0,18	0,16
K	0,02	0,45
Na	0,03	0,45
Zn	0,14	0,26
Mn	0,26	0,14
Cu	0,14	0,13
CE50 daphnia	-0,22	-0,25
CI50 lechuga	-0,24	0,23
CICR 0,8 lechuga	-0,20	0,31
CIG 80% lechuga	-0,23	0,13
CI50 rabanito	-0,22	0,01
CICR 0,8 rabanito	-0,20	-0,03
CIG 80% rabanito	-0,20	-0,04

4 Apéndice IV (Capítulo 4)

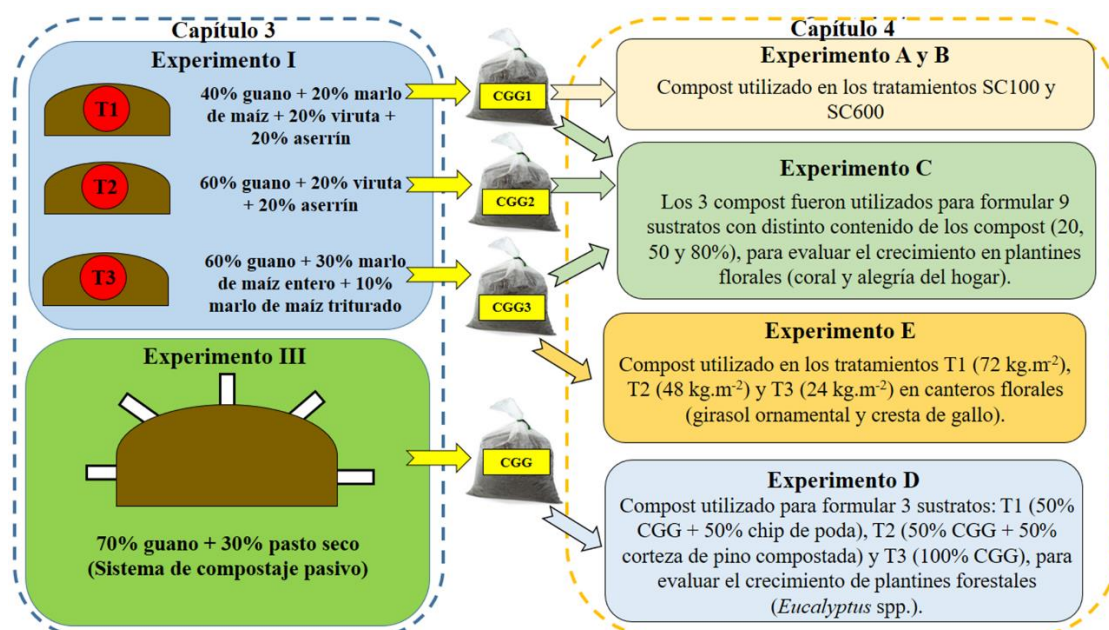


Figura 7.7. Esquema de procedimiento metodológico utilizado en el capítulo 4: detalle de las muestras de compost obtenidas en el capítulo 3 y su utilización en el presente capítulo.

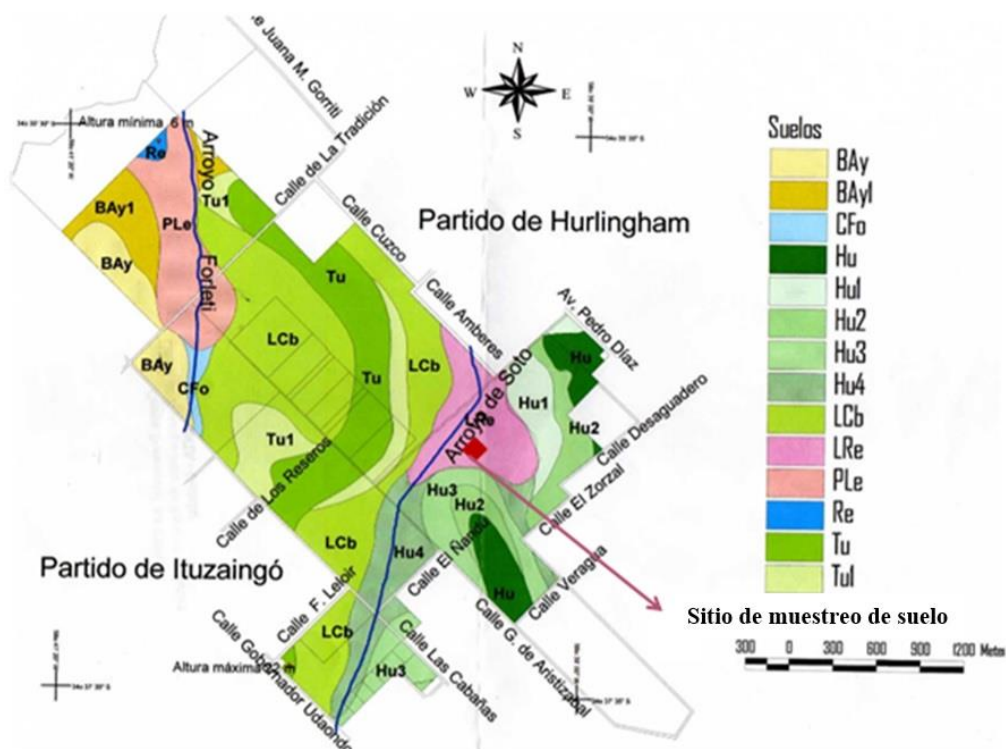


Figura 7.8. Mapa de la carta básica semidetallada de suelos del Complejo de Investigaciones Castelar - INTA, Provincia de Buenos Aires (escala cartográfica de 1:10000). Fuente: Gómez (1993).

Cuadro 7.14. Resumen de la Serie de suelo Los Reseros, perteneciente al sitio de muestreo para los Experimentos A y B (Fuente: Gómez, 1993; USDA, 1992).

Clasificación taxonómica de suelo Serie Los Reseros (INTA Castelar, Símbolo de la serie: LRe)			
Orden	Suborden	Gran Grupo	Subgrupo
Molisoles	Udoles	Argiudoles	Típicos
Categorías de aptitud de uso de la tierra			
Apta para todo tipo de cultivos adaptados a la zona			
Índice de productividad			
Bueno			
Aptitud de uso de las tierras (Sistema Land Capability)			
Aptitud de uso III w3, lo cual significa que es un suelo con productividad de moderada a buena, apto para el cultivo con precauciones intensivas: construcción de terrazas, cultivo en fajas, fertilización intensa o instalación de sistemas de drenaje complejos; con problemas importantes por exceso de humedad.			
Características externas e internas del perfil del suelo de la serie Los Reseros			
Pendiente media, tipo normal, con áreas muy suavemente a suavemente onduladas, gradiente 0,5 a 1 %, de forma simple y cóncava. Escurrimiento medio, permeabilidad moderadamente lenta, suelo moderadamente bien drenado. Fluctuación del nivel freático más de 100 cm. Suelo no salino y no sódico, sin erosión hídrica ni eólica. Sin peligro de erosión eólica, pero con muy leve peligro de erosión mantiforme. Sin ningún peligro de anegamiento e inundación. Presenta como limitación peligro de erosión hídrica.			
Descripción técnica del perfil típico de la serie Los Reseros			
Presencia de un horizonte Bt arcilloso en la profundidad de 49 a 96 cm con prismas muy gruesos, duro, muy firme, muy plástico y muy adhesivo, con barnices de arcilla abundantes y moteados de hierro manganeso escasos. También se observa presencia de tosca a partir de los 130 cm de profundidad, con presencia de carbonatos libres y fuerte reacción.			

Cuadro 7.15. Descripción técnica del perfil típico de la serie Los Reseros (Fuente: Gómez, 1993; USDA, 1992).

Horizontes	Ap	A	BA	Bt	BC	Tosca
Profundidad (cm)	0-10	10-23	23-49	49-96	96-130	130 a más
C orgánico (%)	1,01	1,29	0,39	0,31		
Materia orgánica (%)	1,74	2,22	0,67	0,53		
N total (%)	0,127	0,183	0,073	0,063		
Relación C:N	8	7	5	5		
Arcilla (< 0,002 mm)	27,5	28,8	20,6	51,5	37,1	14,6
Limo (0,002-0,05 mm)	57,3	57,1	60,7	40	48	26,8
Arena (0,05-2 mm)	15,2	14,1	18,7	8,5	14,9	42,2
Gravilla (> 2 mm)						38
pH en agua (1:2,5)	6,6	6,4	6,6	6,9	7,4	8,4
Ca	8	8,1	5,3	15,2	16,4	
Mg	0,8	1,6	1,2	4,3	7,3	
Na	0,4	0,3	0,3	0,5	1,2	
K	1,2	1,5	0,9	1,8	1,1	
% de sodio intercambiable (PSI)	2,7	1,8	2,7	2,2	4,2	
Acidez de cambio (H)	8,6	9,4	5,1	8,8	6,9	
% de agua de saturación	44	44	39	55	57	37
Capacidad de cambio (T) (meq.100 g ⁻¹)	10,4	11,5	7,7	21,8	26	
Suma de bases (S) (meq.100 g ⁻¹)	15	16,9	11	27,3	28,3	
% saturación de bases (S/T)	69	68	70	80	92	

Salidas de Programa estadístico InfoStat

ANOVA de dos vías

Parámetro: Materia orgánica (Capítulo 3, Experimento A).

MO (%)

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
MO (%)	24	0,78	0,68	1,98

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	0,75	7	0,11	7,90	0,0003
Enmienda	0,18	3	0,06	4,30	0,0210
Dosis	0,45	1	0,45	32,65	<0,0001
Enmienda*Dosis	0,13	3	0,04	3,24	0,0499
Error	0,22	16	0,01		
Total	0,97	23			

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=0,20289

Error: 0,0136 gl: 16

Enmienda	Medias	n	E.E.
SD	5,78	6	0,05 A
SF	5,87	6	0,05 A B
SC	5,93	6	0,05 A B
SG	6,02	6	0,05 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=0,10110

Error: 0,0136 gl: 16

Dosis	Medias	n	E.E.
100	5,76	12	0,03 A
600	6,03	12	0,03 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=0,35670

Error: 0,0136 gl: 16

Enmienda	Dosis	Medias	n	E.E.
SD	100	5,70	3	0,07 A
SC	100	5,70	3	0,07 A
SF	100	5,82	3	0,07 A B
SG	100	5,83	3	0,07 A B
SD	600	5,87	3	0,07 A B C
SF	600	5,91	3	0,07 A B C
SC	600	6,16	3	0,07 B C
SG	600	6,20	3	0,07 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Salidas de Programa estadístico InfoStat

ANOVA de dos vías

Parámetro: Tasa de liberación de C-CO₂ al día 3 de incubación (Capítulo 3, Experimento A).

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Tasa a día 3 (mg C-CO ₂ . 10..	24	0,77	0,66	13,55

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	184,65	7	26,38	7,51	0,0004
Enmienda	42,48	3	14,16	4,03	0,0260
Dosis	97,00	1	97,00	27,60	0,0001
Enmienda*Dosis	45,17	3	15,06	4,28	0,0212
Error	56,23	16	3,51		
Total	240,88	23			

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=3,25618

Error: 3,5147 gl: 16

Enmienda	Medias	n	E.E.
SC	11,62	6	0,77 A
SF	14,20	6	0,77 A B
SD	14,37	6	0,77 A B
SG	15,16	6	0,77 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=1,62249

Error: 3,5147 gl: 16

Dosis	Medias	n	E.E.
100	11,83	12	0,54 A
600	15,85	12	0,54 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=5,72464

Error: 3,5147 gl: 16

Enmienda	Dosis	Medias	n	E.E.
SC	600	11,40	3	1,08 A
SG	100	11,69	3	1,08 A
SD	100	11,74	3	1,08 A
SC	100	11,85	3	1,08 A
SF	100	12,03	3	1,08 A
SF	600	16,37	3	1,08 A B
SD	600	17,00	3	1,08 A B
SG	600	18,63	3	1,08 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Salidas de Programa estadístico InfoStat

ANOVA de dos vías

Parámetro: Tasa de liberación de C-CO₂ al día 63 de incubación (Capítulo 3, Experimento A).

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LOG Tasa a día 63 (mg C-CO ₂ ..	24	0,94	0,92	7,99

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	0,24	7	0,03	38,18	<0,0001
Enmienda	0,10	3	0,03	36,89	<0,0001
Dosis	0,11	1	0,11	119,46	<0,0001
Enmienda*Dosis	0,03	3	0,01	12,38	0,0002
Error	0,01	16	9,1E-04		
Total	0,26	23			

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=0,05231

Error: 0,0009 gl: 16

Enmienda Medias n E.E.

SC	0,30	6	0,01	A
SF	0,33	6	0,01	A
SD	0,40	6	0,01	B
SG	0,47	6	0,01	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=0,02607

Error: 0,0009 gl: 16

Dosis Medias n E.E.

100	0,31	12	0,01	A
600	0,44	12	0,01	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=0,09197

Error: 0,0009 gl: 16

Enmienda Dosis Medias n E.E.

SC	100	0,27	3	0,02	A
SF	100	0,31	3	0,02	A B
SD	100	0,32	3	0,02	A B
SC	600	0,34	3	0,02	A B
SG	100	0,35	3	0,02	A B
SF	600	0,36	3	0,02	B
SD	600	0,48	3	0,02	C
SG	600	0,60	3	0,02	D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Salidas de Programa estadístico InfoStat

ANOVA de dos vías

Parámetro: N- inorgánico (Capítulo 3, Experimento A).

N-inorg

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
N-inorg	24	0,41	0,15	34,62

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	13460,59	7	1922,94	1,59	0,2095
Enmienda	3998,39	3	1332,80	1,10	0,3777
Dosis	6614,10	1	6614,10	5,46	0,0328
Enmienda*Dosis	2848,10	3	949,37	0,78	0,5202
Error	19376,85	16	1211,05		
Total	32837,45	23			

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=60,44313

Error: 1211,0533 gl: 16

Enmienda	Medias	n	E.E.
SG	80,82	6	14,21 A
SC	97,63	6	14,21 A
SD	109,04	6	14,21 A
SF	114,57	6	14,21 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=30,11774

Error: 1211,0533 gl: 16

Dosis	Medias	n	E.E.
600	83,91	12	10,05 A
100	117,12	12	10,05 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Bonferroni Alfa=0,05 DMS=106,26422

Error: 1211,0533 gl: 16

Enmienda	Dosis	Medias	n	E.E.
SG	600	49,93	3	20,09 A
SD	600	93,27	3	20,09 A
SF	600	95,23	3	20,09 A
SC	600	97,22	3	20,09 A
SC	100	98,04	3	20,09 A
SG	100	111,71	3	20,09 A
SD	100	124,81	3	20,09 A
SF	100	133,90	3	20,09 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Salidas de Programa estadístico InfoStat

ANOVA de dos vías

Parámetro: Conductividad eléctrica en suelo al inicio del ensayo (Capítulo 3, Experimento B).

CE (uS/cm)

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
CE (uS/cm)	24	0,89	0,84	15,40

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	64047,96	7	9149,71	17,85	<0,0001
Enmienda	37309,86	3	12436,62	24,26	<0,0001
Dosis	18715,34	1	18715,34	36,51	<0,0001
Enmienda*Dosis	8022,77	3	2674,26	5,22	0,0105
Error	8200,71	16	512,54		
Total	72248,67	23			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=37,39606

Error: 512,5442 gl: 16

Enmienda	Medias	n	E.E.
SF	88,23	6	9,24 A
SC	144,98	6	9,24 B
SG	155,90	6	9,24 B
SD	198,78	6	9,24 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=19,59325

Error: 512,5442 gl: 16

Dosis	Medias	n	E.E.
100	119,05	12	6,54 A
600	174,90	12	6,54 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=63,99794

Error: 512,5442 gl: 16

Enmienda	Dosis	Medias	n	E.E.
SF	100	88,23	3	13,07 A
SF	600	88,23	3	13,07 A
SG	100	104,80	3	13,07 A
SC	100	112,57	3	13,07 A B
SD	100	170,60	3	13,07 B C
SC	600	177,40	3	13,07 C
SG	600	207,00	3	13,07 C
SD	600	226,97	3	13,07 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)